



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS - UNICAMP
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

Tratamento de Esgotos Sanitários Visando Reúso

Marcelo Pohlmann

CAMPINAS
Fevereiro 2010



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS - UNICAMP
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

Tratamento de Esgotos Sanitários Visando Reúso

Marcelo Pohlmann

Orientador: Prof. Dr José Euclides Stipp Paterniani

Tese apresentada à comissão de pós graduação como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil na área de concentração em Saneamento e Ambiente.

CAMPINAS
Fevereiro 2010

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE - UNICAMP

P754t Pohlmann, Marcelo
Tratamento de esgotos sanitários visando reúso / Marcelo
Pohlmann. --Campinas, SP: [s.n.], 2010.

Orientador: José Euclides Stipp Paterniani.
Tese de Doutorado - Universidade Estadual de Campinas,
Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

1. Água - Reutilização. 2. Tratamento de efluentes. 3. Esgoto -
Saneamento. 4. Esgotos. I. Paterniani, José Euclides Stipp. II.
Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia
Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Título em Inglês: Sewage treatment for water reuse

Palavras-chave em Inglês: Reuse water, Wastewater treatment, Sanitary sewage, sewage

Área de concentração: Saneamento e Ambiente

Titulação: Doutor em Engenharia Civil

Banca examinadora: Ricardo de Lima Isaac, Denis Miguel Roston, Luiz Antonio Daniel, Marco
Roberto Pires

Data da defesa: 25/02/2010

Programa de Pós Graduação: Engenharia Civil



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS - UNICAMP
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

Tratamento de Esgotos Sanitários Visando Reúso

Autor: Marcelo Pohlmann

Tese de Doutorado aprovada pela Banca Examinadora,
constituída por:

Prof. Dr José Euclides Stipp Paterniani (Orientador)
Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - UNICAMP

Prof. Dr Ricardo de Lima Isaac
Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - UNICAMP

Prof. Dr Denis Miguel Roston
Faculdade de Engenharia Agrícola - UNICAMP

Prof. Dr Luiz Antonio Daniel
Escola de Engenharia de São Carlos - USP

Prof. Dr Marco Roberto Pires
Faculdade de Americana - FAM

Campinas, 25 de fevereiro 2010

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. José Euclides Stipp Paterniani pela orientação no desenvolvimento desta tese, pela satisfação demonstrada no seu trabalho e acima de tudo pela amizade estabelecida ao longo destes anos de convívio.

Ao Prof. Dr. Denis Miguel Roston (FEAGRI/UNICAMP) pelo incentivo a fazer o doutorado me encaminhando ao Prof. Paterniani.

Ao Sr Peter Friedrich por acreditar no trabalho e dar todo apoio para sua realização.

Ao Silvio Noda, por sua predisposição em ajudar, colaborando durante todo o período de avaliação da pesquisa, literalmente pondo a mão na massa.

Ao Giovani Brota, técnico do laboratório de saneamento da FEAGRI, pela colaboração na execução das análises.

A Emicol Eletro Eletrônica SA, por executar o projeto proposto e permitir o desenvolvimento desta pesquisa.

Aos amigos da SABESP pela troca de idéias sobre tratamento de esgotos e equipamentos.

A todos os professores das disciplinas que cursei pelos conhecimentos e ensinamentos que foram transmitidos.

A minha família pelo apoio e paciência durante a elaboração da tese.

OBRIGADO!

RESUMO

As perspectivas de escassez de água, em quantidade e qualidade, aliado ao aumento de seu custo vem motivando um número crescente de pesquisas sobre a reutilização dos efluentes tratados onde o requisito de potabilidade não é necessário. A presente pesquisa teve por objetivo avaliar os resultados obtidos de uma estação para tratamento dos esgotos sanitários visando reúso constituída em seqüência por: reator anóxico, valo de oxidação, decantador, filtro biológico, tanque de re-aeração, pré-filtração ascendente, filtração lenta, desinfecção por UV e cloração em linha. A pesquisa foi conduzida por 9 meses (out/08 a jun/09) e os resultados obtidos pelo sistema de tratamento alcançaram as seguintes remoções médias: 94% de sólidos suspensos totais, 96,4% de DBO, 97,5% de DQO e 99% de cor aparente. Os valores dos parâmetros de óleos e graxas, nitrogênio amoniacal e compostos orgânicos voláteis no efluente final ficaram abaixo do limite de quantificação do método de análise. A contagem de coliformes totais e *E.coli* foi reduzida para 17,4 NMP/100mL e 1,54 NMP/100mL, respectivamente, após a desinfecção por radiação ultravioleta. Os valores obtidos para turbidez (0,92 NTU) e oxigênio dissolvido (5,16 mg/L) na água de reúso atingiram valores similares aos obtidos na água potável da torneira, que apresentou turbidez de 0,35 NTU e oxigênio dissolvido de 5,23 mg/L. O resultado da cor aparente na água de reúso ficou na média em 25 UH, e foi percebido pelos usuários pelo fato das bacias sanitárias serem brancas. A dosagem de hipoclorito de sódio na rede de distribuição se mostrou importante na redução da cor aparente, todavia os resultados variaram de 19 a 95%, evidenciando maior necessidade de controle nesta etapa. Ao final do período avaliado elaborou-se uma proposição de valores para água de reúso em descargas de vasos sanitários.

Palavras chave: 1. Água - Reutilização. 2. Tratamento de efluentes. 3. Esgoto - Saneamento. 4. Esgotos.

ABSTRACT

The worldwide water scarcity, in quantity as well as in quality, tied to the mounting costs of getting it, has triggered a growing number of studies on the proper utilization of the treated effluent, avoiding the utilization of drinking water in uses where the drinkable standards are not required. The objective of this study was to elaborate a project of a wastewater treatment plant and to evaluate the results obtained on the reutilization of the treated sanitary sewage. The treatment units are: anoxic reactor, oxidation ditch, secondary clarifier, biological filter, re-oxygenation tank, up flow filter, slow filter, UV disinfection and application of chlorine in line.

The research was carried out during a period of 9 months (oct/08 to jun/09). The results indicated an average removal up to 94% of total suspended solids, 96,4% of BOD, 97,5% of COD and 99% of color. The analysis of FOG, ammonia nitrogen, volatile organic compounds didn't reach the method limits. The counting for total coliforms reached 17,4 NMP/100mL and 1,54 NMP/100mL for *E.coli* after disinfection per UV reactor. The results obtained for turbidity (0,92 NTU) and dissolved oxygen (5,16 mg/L) were similar for the obtained values on the drinkable water that showed turbidity of 0,35 NTU and dissolved oxygen of 5,23 mg/L. The average of the results of color on the water for reuse was 25 UH, and was perceived by the users due to the white toilet basins. The application of chlorine in line on the distribution of the water for reuse was an important factor for color reduction, but the results ranged from 19 to 95% of color removal, indicating the need of better control in this step. At the end of the study it is presented a proposal for a new set of standards for the water reutilization to flush toilet basins.

Key-words: 1. Reuse water. 2. Wastewater treatment. 3. Sanitary sewage. 4. sewage

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1:	Configurações de valos de oxidação	18
FIGURA 2:	Desenho esquemático sistema C-Orbal	19
FIGURA 3:	Comparativo do processo convencional de nitrificação / desnitrificação com o processo de desnitrificação simultânea	22
FIGURA 4:	Representação esquemática de sistemas de desnitrificação	26
FIGURA 5:	Redução percentual de DBO em função do TRH em wetlands de fluxo sub-superficial	28
FIGURA 6:	Local antes da implantação do novo sistema de tratamento	38
FIGURA 7:	Local depois da implantação do novo sistema de tratamento	38
FIGURA 8:	Fluxograma do sistema de tratamento	42
FIGURA 9:	Aerador Cachoeira com e sem cobertura no rotor	43
FIGURA 10:	Consumo de água mensal x Número de funcionários	50
FIGURA 11:	Percentual de água potável e de reúso em relação ao total de esgoto	51
FIGURA 12:	Resultados de DQO obtidos no esgoto bruto	52
FIGURA 13:	Valores médios de DQO no efluente das diferentes etapas do tratamento	54
FIGURA 14:	Percentual de remoção de DQO pelas diferentes etapas do tratamento	55
FIGURA 15:	Resultados de cor aparente obtidos no esgoto bruto	57
FIGURA 16:	Valores médios de cor aparente no efluente das diferentes etapas do tratamento.	58

FIGURA 17:	Percentual de remoção de cor nas diferentes etapas do tratamento	59
FIGURA 18:	Variação da cor observada nas bacias sanitárias	61
FIGURA 19:	Efeito da dosagem de hipoclorito de sódio na redução de cor	61
FIGURA 20:	Resultados obtidos de turbidez de entrada e saída do filtro biológico	62
FIGURA 21:	Redução percentual de turbidez nas etapas do tratamento	63
FIGURA 22:	Resultados de nitrato obtidos no esgoto bruto	64
FIGURA 23:	Valores médios para nitrato obtidos ao longo do tratamento	66
FIGURA 24:	Resultados médios de coliformes totais obtidos ao longo do tratamento	69
FIGURA 25:	Remoção de coliformes totais obtidos ao longo do tratamento	70
FIGURA 26:	Resultados de <i>E.coli</i> obtidos ao longo do tratamento	71
FIGURA 27:	Valores médios para OD obtidos ao longo do tratamento	72
FIGURA 28:	Valores médios para OD obtidos com tanque de re-aeração desligado	73
FIGURA 29:	Valores médios para temperatura obtidos ao longo do tratamento	74
FIGURA 30:	Aspecto do filtro biológico após 16 meses de operação	75
FIGURA 31:	Remoção percentual ao longo do filtro biológico	76

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1:	Classificação do reúso de água proposta por WESTERHOFF	8
QUADRO 2:	Classes de reúso conforme NBR 13.969/97	13
QUADRO 3:	Comparativo de parâmetros para água de reúso classe 1 e Portaria 518	14
QUADRO 4:	Referências internacionais para reúso de águas em descarga sanitária	16
QUADRO 5:	Qualidade da água recomendável para tratamento por filtração lenta	31
QUADRO 6:	Requisitos de qualidade da água para desinfecção UV	35
QUADRO 7:	Média dos resultados das análises do esgoto bruto após tanque séptico	40
QUADRO 8:	Parâmetros avaliados em diferentes pontos do tratamento	45
QUADRO 9:	Parâmetros adicionais avaliados na água de reúso (saída UV)	45
QUADRO 10:	Volumes e vazões médias durante o período avaliado	48
QUADRO 11:	Tempo de Retenção Hidráulico (TRH) por etapa do tratamento	48
QUADRO 12:	Taxas aplicadas no pré-filtro e filtro lento	48
QUADRO 13:	Média de consumo de água potável	49
QUADRO 14:	Medição dos volumes diários de água utilizados	51

QUADRO 15:	Concentração e remoção de nitrato no reator anóxico	68
QUADRO 16:	Comparativo dos resultados médios obtidos com padrão Classe 1	77
QUADRO 17:	Comparativo do resultado médio com referências	78
QUADRO 18:	Proposta de valores para água de reúso em bacias sanitárias	81
QUADRO 19:	Custos de implantação da ETE	82
QUADRO 20:	Custo de operação do sistema de tratamento	83
QUADRO 21:	Comparativo de implantação e operação da ETE versus rede coletora	84

SUMÁRIO

I- INTRODUÇÃO	1
II- HIPÓTESE E OBJETIVO	3
2.1- Hipótese	3
2.2- Objetivo	4
III- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1- Reúso de água	5
3.2- Legislação brasileira	10
3.2.1- Padrões de Potabilidade	10
3.2.2- Padrões de qualidade para águas superficiais	11
3.2.3- Definição de modalidades de reúso	12
3.3- Propostas de requisitos de qualidade da água de reúso	13
3.4- Tratamento de esgoto por valo de oxidação	17
3.5- Remoção biológica de nitrogênio	20
3.6- <i>Wetlands</i> construídas	27
3.6.1- Comparativo com filtros biológicos	29
3.7- Filtração Lenta	30
3.8- Desinfecção por raios Ultravioleta (Fotólise)	33
IV- METODOLOGIA	37
4.1- Caracterização geral da área do projeto	37
4.2- Características dos efluentes gerados	39
4.3- Descrição do tratamento	41
4.3.1- Processos utilizados	41
4.3.2- Características dos aeradores	43
4.3.3- Equipamento de desinfecção por UV	44
4.3.4- Programa de monitoramento	45

V- RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
5.1- Detalhes de operação do tratamento	47
5.2- Consumo de água potável	49
5.3- Consumo de água de reúso	51
5.4- Demanda Química de Oxigênio (DQO)	52
5.4.1- Esgoto bruto	52
5.4.2- Etapas do tratamento	54
5.5- Cor aparente	57
5.5.1- Esgoto bruto	57
5.5.2- Etapas do tratamento	58
5.5.3- Observações relativas a dosagem de hipoclorito	60
5.6- Turbidez	62
5.6.1- Etapas do tratamento	62
5.7- Nitrato	64
5.7.1- Esgoto Bruto	64
5.7.2- Etapas do tratamento	65
5.7.3- Eficiência de desnitrificação	68
5.8- Coliformes Totais	69
5.9- <i>E.coli</i>	71
5.10- Oxigênio Dissolvido (OD)	72
5.11- Temperatura	74
5.12- Considerações especiais sobre o filtro biológico	75
5.13- Comparação dos valores obtidos com referências	77
5.14- Proposição de parâmetros para reúso	79
5.15- Viabilidade financeira do sistema de tratamento	82
5.15.1- Custo de Implantação	82
5.15.2- Custo de Operação	83
5.15.3- Cálculo de retorno do investimento	84
VI- COMENTÁRIOS	85
VII- CONCLUSÕES	87
VIII- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	89
APÊNDICES	97

I- Introdução

A água, elemento associado a toda forma viva em nosso planeta, nunca estivera tão centro das atenções humanas como nos tempos recentes. Seja pela sua escassez em quantidade e qualidade, seja pelo seu excesso presente no aumento da intensidade dos fenômenos naturais (tormentas, enchentes, *etc.*) decorrentes das mudanças climáticas em curso na Terra.

Apenas há poucos anos este bem tão valioso e essencial foi oficialmente declarado pela Organização das Nações Unidas (ONU) como um recurso finito. A água apesar de ser renovável tem um fim, está cada vez mais evidente que a natureza não consegue repor na mesma velocidade que o homem a retira. A quantidade de água constante e por vezes declinante se contrapõe ao crescimento da população e ao aumento da demanda pelas atividades econômicas, sendo estes os principais fatores que comprometem seu ciclo de renovação e aumentam a probabilidade de conflitos entre os usuários. No Fórum Mundial de Água, realizado no México em 2006 foi estimado que em torno de quatro bilhões de pessoas em todo mundo estarão sob influência da escassez em 2050. É evidente que a disponibilidade está diminuindo.

O aspecto econômico também vem ganhando importância com a cobrança pelo uso da água, que há muito tempo vem sendo comentada, mas que já está finalmente sendo implementada de fato no Brasil. Além de dar valor econômico a água a instituição da cobrança pelo seu uso busca incentivar o uso racional dos recursos hídricos.

Considerando esta situação atual dos mananciais e a demanda crescente pelo uso da água, as indústrias passaram a avaliar mananciais alternativos e possibilidades internas de reúso ou mesmo de compra de água de reúso das companhias de

saneamento. Segundo DINIZ (2005), se todas as indústrias brasileiras reutilizassem a água que compam das concessionárias liberariam cerca de 1,65 milhões de m³/dia, suficientes para abastecer constantemente 8,2 milhões de pessoas. É uma medida de como o reúso pode contribuir para liberação da água dos mananciais utilizados para usos onde há uma necessidade de uma qualidade melhor, por exemplo, abastecimento público.

A prática do reúso também pode ser considerada uma medida de controle de poluição, não somente pela redução do lançamento de águas residuárias no meio ambiente, mas também pela possível melhoria na qualidade desta água despejada nos cursos d'água. Isto se justifica pelo fato que o usuário da água de reúso estar mais atento ao controle operacional do tratamento e ao monitoramento da qualidade do seu efluente, com maiores possibilidades do efluente excedente descartado ser de melhor qualidade quando comparado com uma estação de tratamento que descarta a totalidade de seu efluente em curso d'água receptor.

Há, portanto, uma preocupação crescente em desenvolver novas tecnologias para tratamento da água visando reúso e o estabelecimento de padrões de qualidade que sejam de fácil obtenção e garantam a segurança do usuário, mas que não sejam rigorosos demais a ponto de inibir a prática. Ainda estão em discussão quais seriam os parâmetros e requisitos de qualidade para água de reúso em função do uso pretendido; o que existe no momento são propostas e recomendações de literatura.

A proposta deste estudo é obter uma água para reúso a um custo por m³ economicamente viável, através de um tratamento de operação simples e avaliar os padrões de qualidade atingidos, em uma situação real. O princípio básico do tratamento projetado é fazer uma remoção progressiva de poluentes em diferentes etapas, da maneira que cada etapa condicione seu efluente de forma adequada para ser submetido ao tratamento posterior, com o menor consumo de energia elétrica possível e sem o emprego de produtos químicos. Tem-se uma combinação de técnicas de tratamento de esgotos com técnicas de tratamento de água. A implantação do projeto foi em uma indústria eletro eletrônica localizada no município de Itu-SP.

II- Hipótese e Objetivo

2.1- Hipótese

O tratamento de esgoto sanitário constituído por reator anóxico, valo de oxidação, decantador secundário, filtro biológico, tanque de re-aeração, pré-filtração ascendente, filtração lenta, desinfecção UV e cloração em linha é capaz de produzir uma água de reúso com qualidade adequada para utilização em diversas finalidades.

2.2- Objetivo

Avaliação da operação e dos resultados obtidos de uma estação para tratamento dos esgotos sanitários em uma indústria de eletro eletrônica visando reúso do efluente final. Mais especificamente objetivou-se:

- Avaliar a operação do tratamento por meio do monitoramento de variáveis de processo;
- Avaliar a qualidade do efluente final produzido comparando com critérios recomendados para seu reúso;
- Verificar se os parâmetros propostos de qualidade para água de reúso em literatura estão adequados em função do uso previsto para água de reúso;
- Elaborar uma proposta de critérios de qualidade para água de reuso em vaso sanitário.

III- Revisão Bibliográfica

3.1- Reúso de água

Embora o Brasil seja conhecido por ter as maiores reservas de água doce do planeta, uma posição privilegiada perante a maioria dos países, cerca de 70% estão na Amazônia e apenas 27% dos recursos hídricos brasileiros estão disponíveis para 95% da população (SETTI *et al*, 2001).

Em muitas regiões, especialmente no Sudeste mais industrializado, a oferta natural está se tornando escassa e de má qualidade. No Estado de São Paulo, o quadro é preocupante. A degradação dos recursos hídricos tem sido intensa, através do uso exagerado de agrotóxicos, do lançamento de despejos de toda ordem (agrícolas, industriais, sanitários) em corpos d'água e do desmatamento junto aos rios e mananciais (RIBEIRO, 1998). A escassez de reservas superficiais de boa qualidade está levando a busca por mananciais alternativos e a exploração intensiva da água armazenada no subsolo. De acordo com CAPOZOLI (1998) nada menos que 462 municípios do Estado, o equivalente a 72% do total, já dependem parcial ou completamente dos estoques de água subterrânea para o abastecimento da população.

O agravamento dos problemas relacionado a escassez e poluição das águas, tem levado ao desenvolvimento de políticas ambientais específicas sobre o gerenciamento dos recursos hídricos. O Sistema Nacional de Gerenciamento Recursos Hídricos, criado pela Lei nº 9.433/97, é o primeiro da América Latina e um dos primeiros do mundo a articular uma gestão integrada dos aspectos sociais, culturais, éticos,

técnicos, econômicos, entre outros. Um dos seus principais instrumentos é a cobrança pelo uso da água em todo país, cujos critérios gerais estão estabelecidos na Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) nº 48 de 21/03/2005. As regras passaram a ser definidas dentro de cada comitê de bacia hidrográfica. No Estado de São Paulo o Decreto nº 50.667, de 30 de março de 2006, regulamentou a Lei nº 12.183, de 29 de dezembro de 2005, que estabeleceu as diretrizes para a implementação da cobrança no Estado de São Paulo. Segundo informações disponibilizadas no endereço eletrônico da internet do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), consultado em 2009 (<http://www.daee.sp.gov.br/cgi-bin/Carrega.exe?arq=/cobranca/index.htm>), apenas usuários diretos vão pagar: empresas de abastecimento público de água e esgotos, indústrias ou usuários urbanos privados (hotéis, condomínios, etc.). Os empreendimentos agrícolas que utilizam técnicas de irrigação permanecerão isentos até 2010. Os pequenos e micro produtores rurais ficarão isentos da cobrança. Além de captar recursos financeiros para o estado, a instituição da cobrança pelo uso da água dá ao usuário uma indicação de seu real valor e incentiva o uso racional e sustentável da água, principalmente nas indústrias, onde o interesse pelo reúso de água vem recebendo crescente atenção. De fato o setor industrial vem reconhecendo a água como fator estratégico para a sua sobrevivência e crescimento, bem como a situação de escassez e poluição que atualmente afeta muitas regiões do Estado de São Paulo, o que acarreta uma série de impactos em toda a cadeia produtiva.

A cobrança total será calculada através da soma do volume de água captado, do volume de água não devolvido e do tipo de poluente lançado nas águas. O preço da água será definido pelos Comitês de Bacias Hidrográficas, e poderá ser diferente em cada bacia. Já foi iniciada a cobrança na bacia do Piracicaba-Capivari-Jundiaí, comitê PCJ e na Bacia do Paraíba do Sul, porém a experiência há mais tempo em andamento está nesta última, que abrange os Estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro, onde a cobrança é feita desde março de 2003 (algo entorno de R\$0,02/m³) e aparentemente já promoveu resultados positivos. Um estudo divulgado em 2005 pelo Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas (IPEA) sobre as indústrias desta bacia mostrava que 50% das grandes já haviam adotado práticas de economia e/ou reúso de água, o percentual era de 16% e 11% entre as médias e pequenas indústrias,

respectivamente, o que prova que a escassez somada a elevação dos custos leva as indústrias a adotarem práticas de conservação e reúso de água.

A reciclagem ou reúso de água não são conceitos novos. Cidades, lavouras e indústrias já utilizam a muitos anos de uma forma indireta, ou pelo menos não planejada de reúso, que resulta da utilização de águas por usuários de jusante que captam águas que já foram utilizadas e devolvidas aos rios pelos usuários de montante. Milhões de pessoas no mundo todo são abastecidas por esta forma indireta de água de reúso (HESPANHOL *et al*, 2004).

No Brasil é estimado que apenas de 1% das indústrias faz reaproveitamento de água (DINIZ, 2005), mostrando que existe um grande potencial para o reúso. A utilização do efluente tratado (água de reúso) em atividades que não necessitam de potabilidade significa além de economia de água potável também economia de recursos financeiros. Outro aspecto da diminuição da captação de água dos mananciais é a redução no consumo de energia elétrica necessário para recalque e transporte da água (FELIZATTO, 2001).

MOTTA (2000) destaca que embora já bastante utilizado em alguns lugares do mundo, o reúso de águas ainda é uma prática não muito difundida no Brasil. Há necessidade de que pesquisas sejam feitas de modo a determinar as melhores formas de utilização das águas residuárias tratadas e os critérios e cuidados a serem observados.

MARON (2006) comenta que o reúso de água constitui uma importante ferramenta de gestão, no entanto, representa um desafio atual e futuro por envolver a convergência de várias áreas tais como o governo, sociedade (risco a saúde) e órgãos ambientais (regulamentações). ASANO (2002) afirma que a base para a implantação do reúso deve ser o tratamento seguro da água residuária, de acordo com normas de qualidade para a finalidade estipulada.

HESPANHOL & MIERZWA (2005) ressaltam que na medida em que a água participa dos processos, incorpora várias substâncias e sofre alterações de características, tornando-se um efluente que deve ser submetido a um processo de tratamento de modo a se adequar aos requisitos de qualidade para aplicações industriais e aos padrões de emissão estabelecidos nas normas.

Existem hoje proposições de classificações e parâmetros de qualidade em função do uso pretendido para água de reúso, porém os critérios técnicos não estão claramente definidos e regulamentados pela legislação brasileira.

WESTERHOFF (*apud* MANCUSO & SANTOS, 2003) classifica o reúso de água após tratamento em duas grandes categorias conforme apresentado no Quadro 1.

Quadro 1: Classificação do reúso de água proposta por WESTERHOFF.

Reúso Potável	Direto Indireto
Reúso Não Potável	Para fins agrícolas Para fins industriais Para fins recreacionais Para fins domésticos Para manutenção de vazões de cursos de água Para aquicultura

Os autores comentam que por sua praticidade e facilidade essa classificação foi adotada pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES).

MANCUSO & SANTOS (2003) propõem que a definição de qualidade seja baseada na adequação ao uso: se as águas estão adequadas ou não a determinados usos. Os autores propõem critérios gerais norteadores de um programa de reúso quanto à qualidade da água produzida:

- O reúso não deve resultar em riscos sanitários à população;
- O reúso não deve causar nenhum tipo de objeção por parte dos usuários;
- O reúso não deve acarretar prejuízos ao meio ambiente;
- A fonte da água para reúso deve ser quantitativa e qualitativamente segura;
- A qualidade da água deve atender às exigências relativas aos usos a que ela se destina.

HESPANHOL *et al* (2004) destacam que a qualidade da água é definida em função de características físicas, químicas, microbiológicas e radioativas. Para cada tipo de aplicação, o grau de qualidade exigido pode variar significativamente:

- Consumo humano: água potável, atendendo às características estabelecidas pela Portaria nº 518 de 25/03/2004, do Ministério da Saúde;
- Matéria prima: qualidade igual ou superior a potabilidade para proteção da saúde dos consumidores finais e/ou a garantia da qualidade do produto final.
- Fluido auxiliar: Poderá ter de qualidade mais ou menos restritiva, em função do tipo de produto que se deseja obter.
- Geração de energia: dependendo do processo de transformação utilizado a água poderá apresentar graus muito diferentes de qualidade
- Fluido de aquecimento e/ou resfriamento: para geração de vapor, o grau de qualidade deve ser bastante elevado, enquanto a utilização da água como fluido de resfriamento requer um grau de qualidade bem menos restritivo.

HESPANHOL & MIERZWA (2005) alertam que no caso de reúso de efluentes tratados, uma das preocupações é com o processo de concentração de contaminantes específicos, que reduz o potencial de reúso e pode comprometer as atividades que empregarão esta água. Ressaltam também que a opção pelo reúso só deve ser avaliada após aplicação de medidas de otimização do uso da água para minimizar desperdícios, que podem afetar significativamente os efluentes gerados.

Um aspecto a ser considerado também é das novas substâncias ainda não avaliadas sobre seu risco de causar danos a saúde ou a materiais e equipamentos. Segundo consulta realizada no endereço eletrônico da *Chemical Abstracts Service* (www.cas.org) em dezembro de 2009, havia cerca de 51 milhões de substâncias orgânicas e inorgânicas registradas. Vários trabalhos vêm sendo publicados alertando para a possibilidade de que muitos fármacos e seus metabólicos poderiam estar presentes no ambiente em concentrações-traço (DAUGHTON, 2002). Dentre os compostos classificados como contaminantes emergentes estão incluídos fármacos, componentes presentes em protetores solares, produtos de higiene pessoal, inseticidas repelentes e anti-sépticos, bem como os surfactantes amplamente utilizados no consumo doméstico.

3.2- Legislação brasileira

3.2.1- Padrões de Potabilidade

A legislação brasileira estabelece os padrões de qualidade para água potável através da Portaria MS 518 de 2004 (consultado em 2009, portaria completa disponível no endereço eletrônico: http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/portaria_518.pdf). Em linhas gerais a água própria para o consumo humano, ou água potável, deve obedecer a certos requisitos de ordem:

- **organoléptica:** não possuir sabor e odor objetáveis;
- **física:** ser de aspecto agradável; não ter cor e turbidez acima dos limites estabelecidos nos padrões de potabilidade;
- **química:** não conter substâncias nocivas ou tóxicas acima dos limites de tolerância para o homem;
- **biológica:** não conter microorganismos patogênicos;
- **radioativa:** não ultrapassar o valor de referência previsto na Portaria

As exigências humanas quanto à qualidade da água crescem com o progresso humano e o da técnica. Justamente para evitar os perigos decorrentes da má qualidade da água, são estabelecidos padrões de potabilidade. Estes apresentam os Valores Máximos permissíveis (VMP) com que elementos nocivos ou características desagradáveis podem estar presentes na água, sem que esta se torne inconveniente para o consumo humano.

Ressalta-se que neste caso o reúso da água não é destinado para fins potáveis. Os parâmetros são apresentados apenas para permitir comparação dos valores indicativos de qualidade de água.

3.2.2- Padrões de qualidade para águas superficiais

A Resolução CONAMA nº 357, de 17/03/2005, que dispõe sobre a classificação dos cursos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como determina as condições e padrões de lançamento de efluentes, estabelece que águas Classe 1 podem ser destinadas à recreação de contato primário, conforme Resolução CONAMA nº 274. Na mesma resolução é definido:

“Recreação de contato primário: contato direto e prolongado com a água (tais como natação, mergulho, esqui-aquático) na qual a possibilidade do banhista ingerir água é elevada;”

Interessante que ao definir os padrões de qualidade para águas Classe 1 encontra-se no Art 14, Inciso I, Item g:

“coliformes termotolerantes: para o uso de recreação de contato primário deverão ser obedecidos os padrões de qualidade de balneabilidade, previstos na Resolução CONAMA nº 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 200 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A E.coli poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente;”

Já a resolução CONAMA, nº 274, de 29/11/2000, que define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras, estabelece em seu Art 2º o que segue:

“As águas doces, salobras e salinas destinadas à balneabilidade (recreação de contato primário) terão sua condição avaliada nas categorias própria e imprópria.

§ 1º As águas consideradas próprias poderão ser subdivididas nas seguintes categorias:

a) Excelente: quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 250 coliformes fecais (termotolerantes) ou 200 *Escherichia coli* ou 25 enterococos por 100 mililitros;”

Faz-se esta observação, pois se entende que uma água a ser utilizada em descarga de vaso sanitário deveria ter um requerimento de qualidade no máximo equivalente ao considerado excelente para contato primário, como natação, por exemplo.

3.2.3- Definição de modalidades de reúso

Na esfera federal em março de 2006 foi publicada a resolução MMA nº 54 de 28/11/2005, que “Estabelece modalidade, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água”. As modalidades de reúso estão abordadas no Art. 3º abrangendo:

- I. Reúso para fins urbanos: utilização de água de reúso para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações, combate a incêndio, dentro da área urbana;
- II. Reúso para fins agrícolas e florestais: aplicação de água de reúso para produção agrícola e cultivo de florestas plantadas;
- III. Reúso para fins ambientais: utilização de água de reúso para implantação de projetos de recuperação do meio ambiente;
- IV. Reúso para fins industriais: utilização de água de reúso em processos, atividades e operações industriais; e
- V. Reúso na aquicultura: utilização de água de reúso para criação de animais ou cultivo de vegetais aquáticos.

No Inciso 2º do mesmo artigo consta “As diretrizes, critérios e parâmetros específicos para as modalidades de reúso definidas nos incisos deste artigo serão estabelecidos pelos órgãos competentes”. Estes critérios de qualidade para água de reúso ainda estão sendo discutidos em nosso país. Esta Lei regulamenta a aplicação da prática de reúso, mas ainda carece a Legislação que determina limites de qualidade para a água a ser reutilizada.

Existem iniciativas isoladas em estados e municípios, como por exemplo, da prefeitura de São Paulo, através da Lei 13.309/02 que dispõe sobre reúso de água não potável e seus decretos correlatos: nº 44.128/03 regulamentando a utilização pela prefeitura de água não reúso não potável e nº 47731/06 que em seu Art. 3º remete ao anterior para uso em lavagem de ruas, praças, passeios públicos e irrigação de jardins, praças, campos esportivos, etc., com água de reuso proveniente de ETE.

3.3- Propostas de requisitos de qualidade da água de reúso

Na NBR 13.969/97 consta a primeira proposta nacional de classificações conforme o reúso:

- Classe 1: lavagem de carros e outros usos que requerem contato direto do usuário com a água, incluindo chafarizes;
- Classe 2: lavagens de pisos, calçadas, irrigação de jardins, lagos paisagísticos, exceto chafarizes;
- Classe 3: reúso nas descargas dos vasos sanitários, acrescentando que normalmente as águas de enxágüe das máquinas de lavar roupas satisfazem este padrão
- Classe 4: reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou irrigação localizada.

Os valores dos parâmetros estão apresentados no Quadro 2.

Quadro 2: Classes de reúso conforme NBR 13.969/97

Parâmetros	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Coliformes fecais	200 NMP/100mL	500 NMP/100mL	500 NMP/100mL	5.000 NMP/100mL
SDT	200mg/L	--	--	--
pH	6,0 – 8,0	--	--	--
Cloro residual	0,5 – 1,5mg/L	> 0,5mg/L	--	--
Turbidez	--	--	10 NTU	--
OD	--	--	--	2,0mg/L

MUJERIEGO & ASANO (1999) recomendam $DBO \leq 10\text{mg/L}$, coliformes fecais: não detectáveis/100mL e cloro residual de 1mg/L para reúso em descarga de vasos sanitários, lavagem de veículos/ruas, sistemas de refrigeração, etc.

Em 2005 foi publicado com o apoio da Agência Nacional de Águas (ANA), Federação das Indústrias do Estado de São Paulo (FIESP) e do Sindicato da Indústria da Construção do Estado de São Paulo (SindusCon), o manual intitulado “Conservação e Reúso da Água em Edificações” (ANA, 2005). Neste manual têm-se recomendações para redução do consumo de água e também é proposta uma classificação das águas de reúso de acordo com o fim desejado. Na Classe 01, apresentada no Quadro 3, comparada com os padrões de potabilidade da Portaria 518, são incorporados os maiores números de atividades entre elas: descarga de vasos sanitários, lavagem de pisos, fins ornamentais, lavagens de roupas e de veículos, rega de jardins, torres de resfriamento (ar condicionado), etc. Nota-se no Quadro 3 abaixo que alguns valores propostos são inclusive mais restritos que o exigido para potabilidade pela Portaria 518.

Quadro 3: Comparativo de parâmetros para água de reúso Classe 1 e Portaria 518.

Parâmetros	Classe 1	Portaria 518
pH	6 a 9	6 a 9,5
Coliformes Fecais ¹	Não detectáveis	Ausentes
Odor e aparência	Não desagradável	Não objetável
Cor	≤ 10 UH	≤ 15 UH
Turbidez	≤ 2 UT	≤ 2 UT
Óleos e Graxas	≤ 1mg/L	--
DBO ²	≤ 10mg/L	--
Compostos Orgânicos voláteis ³	Ausentes	--
Nitrato	≤ 10mg/L	≤ 10mg/L
Nitrogênio Amoniacal	≤ 20mg/L	--
Nitrito	≤ 1mg/L	≤ 1mg/L
Fósforo Total ⁴	≤ 0,1mg/L	--
Sólidos Suspensos Totais	≤ 5mg/L	--
Sólidos Dissolvidos Totais ⁵	≤ 500mg/L	≤ 1000mg/L

¹- Parâmetro prioritário para os usos considerados

²- O controle da carga orgânica biodegradável evita a proliferação de microrganismos e cheiro desagradável;

³- Visa evitar odores desagradáveis

⁴- O controle das formas de nitrogênio e fósforo visa evitar a proliferação de algas e filmes biológicos em tubulações, peças sanitárias, reservatórios, tanques, etc

⁵- Valor recomendado para lavagens de roupas e veículos

O ponto de partida de qualquer projeto de reúso de água, independente da aplicação, é a segurança da saúde dos usuários. Os modelos de avaliação de risco para o reúso não potável são baseados nos riscos microbiológicos. Por essa razão, os parâmetros microbiológicos são os que receberam a maior atenção nas diversas regulamentações de reúso de água (USEPA, 2004 citado por GONÇALVES, 2006).

Sob este aspecto cabe ressaltar que enquanto a legislação federal através da resolução CONAMA, nº 274 estabelece a concentração de coliformes fecais de 250NMP/100mL para a balneabilidade de águas de contato primário (onde pode haver ingestão de água pelo banhista) ser considerada excelente, a Classe 1 de reúso proposta por ANA (2005) recomenda como parâmetro prioritário para descarga em vaso sanitário coliformes fecais não detectáveis. Talvez haja excesso de rigor em uma e falta em outra.

GONÇALVES (2006) comenta que de acordo com o USEPA (2004) não existe nenhuma regulamentação federal nos Estados Unidos relacionada diretamente para prática do reúso. Entretanto, diversos Estados de maneira individual desenvolveram regulamentações ou guias para esse fim. Alguns Estados, como por exemplo, a Califórnia desenvolveu amplos regulamentos e guias especificando requisitos de qualidade e/ou processos de tratamento, para as várias aplicações da água de reúso. O reúso em descarga de vasos sanitários está na categoria de reúso irrestrito urbano. No Quadro 4 estão apresentadas algumas referências internacionais para reúso em vaso sanitário.

Quadro 4: Referências internacionais para reúso de águas em descarga sanitária (GONÇALVES, 2006).

	Tratamento	Parâmetros					
		pH	DBO mg/L	SST mg/L	Turbidez NTU	Coli. Total Ufc/100mL	Coli. Fecal Ufc/100mL
Arizona	Secundário Filtração e Desinfecção	-	-	-	2 méd 5 máx	-	ND méd 23 máx
Califórnia	Oxidação, Coagulação, Filtração e Desinfecção	-	-	-	2 méd 5 máx	2,2 méd 23 máx	-
Flórida	Secundário Filtração e Desinfecção	-	20	5	-	-	ND 75% 25 máx
Havaí	Oxidação, Filtração e Desinfecção	-	-	-	2 máx	-	2,2 méd 23 máx
Nevada	Secundário e Desinfecção	-	30	-	-	-	2,2 méd 23 máx
Texas	-	-	5	-	3	-	20 méd 75 máx
Washingto n	Oxidação, Coagulação, Filtração e Desinfecção	-	30	30	2 méd 5 máx	2,2 méd 23 máx	-
Austrália	Desinfecção	-	< 10 90% 20 máx	< 10 90% 20 máx	-	< 1	< 10 90% 30 máx
Sul da Austrália	Secundário Filtração e Desinfecção	-	< 20	< 10	2 méd 5 máx	< 10	-
Diretrizes Alemanha	-	6 - 9	20	30	1 - 2	500	100
WHO	-	-	-	-	-	1000 (m) 200 (g)	-
Japão	-	6 - 9	10	-	5	10	10
Padrões canadense s	-	-	30	30	5	200	200

Onde:

ND- Não Detectável

(m)- obrigatório

(g)- diretriz

3.4 - Tratamento de esgoto por valo de oxidação

A unidade de tratamento biológico de esgotos, conhecida como Valo de Oxidação, tem os mesmos princípios básicos dos demais processos biológicos de lodos ativados, com períodos de aeração maiores do que comumente adotados nos processos convencionais, e características que incluem entre a modalidade de aeração prolongada ou oxidação total (JORDÃO & PESSOA, 2005). Para GONDIN (1976) o valo de oxidação pode ser definido como um processo de depuração biológica chamado de lodos ativados modificado. Mais precisamente, ele está enquadrado dentro de um grupo de tratamento de mistura completa com aeração prolongada.

Os tanques de aeração têm obedecido aos conceitos emitidos nas pesquisas de PASVEER, citado por JORDÃO & PESSOA (2005). O autor procurou reproduzir os fenômenos dos rios sem cachoeiras, com velocidade abaixo de 0,5 m/s. Utilizou um tanque de circuito fechado, em forma de pista de atletismo, com a finalidade de testar a aeração com um rotor horizontal de escovas (escovas *Kessener*) e impulsionar a massa líquida com velocidade próxima às dos rios observados, obtendo um efluente com alto grau de purificação com um tempo de detenção dos esgotos de 3 dias.

O processo desde então adquiriu denominações diversas em função das formas construtivas e operacionais. O reator convencional tem um formato orbital característico conhecido por *Carroussel*, mas também pode ter a zona de decantação conjugada, separada, em forma de serpentina, entre outras, conforme pode ser visto na Figura 1. Basicamente, o tanque de aeração é um canal escavado ou construído em alvenaria ou concreto, de fundo plano, onde o esgoto bruto circula impulsionado por *rotores* de pás fixas, transversalmente ao fluxo que também tem a função de introduzir oxigênio do ar para as atividades biológicas.. A seção transversal é trapezoidal ou retangular e deve ser dimensionada com critério, de modo a atenderem-se as recomendações hidráulicas e práticas; por exemplo, a velocidade média do fluxo deve ser superior a 0,3 m/s para que não sedimente o material sólido em suspensão.

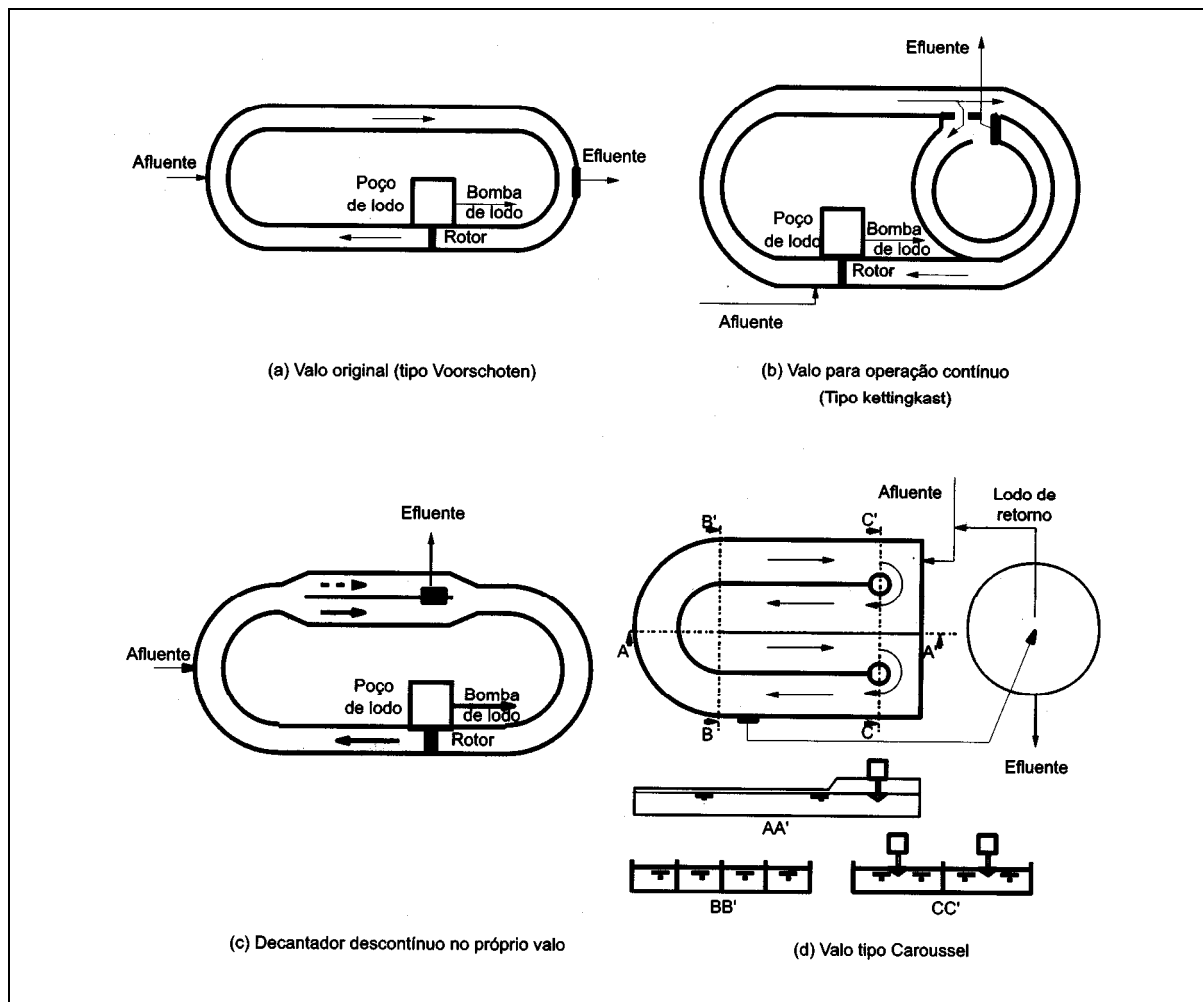


Figura 1: Configurações de valos de oxidação (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

Segundo VAN HAANDEL & MARAIS (1999), como a idade do lodo é longa em valos de oxidação (25 a 50 dias) o lodo no sistema encontra-se bem estabilizado, de maneira que o lodo em excesso não precisa de tratamento e pode ser secado diretamente. A idade do lodo elevada também favorece o processo de nitrificação dentro do reator, produzindo um efluente com baixa concentração de DBO e aspecto límpido. Como a biomassa permanece no sistema por um período mais longo que no sistema convencional haverá menor disponibilidade de alimento para as bactérias, reduzindo a relação Alimento/Microrganismo para 0,08 a 0,15 kgDBO/kgSSVTA.d (VON SPERLING, 1997).

O tratamento por valos de oxidação tem evoluído constantemente desde o início de seu uso, incorporando novos canais e variando suas formas. A Figura 2 mostra um desenho esquemático de um tratamento em canais que vêm sendo utilizado para nitrificação/desnitrificação simultânea e remoção biológica de fósforo na China, durante visita do autor a este país.

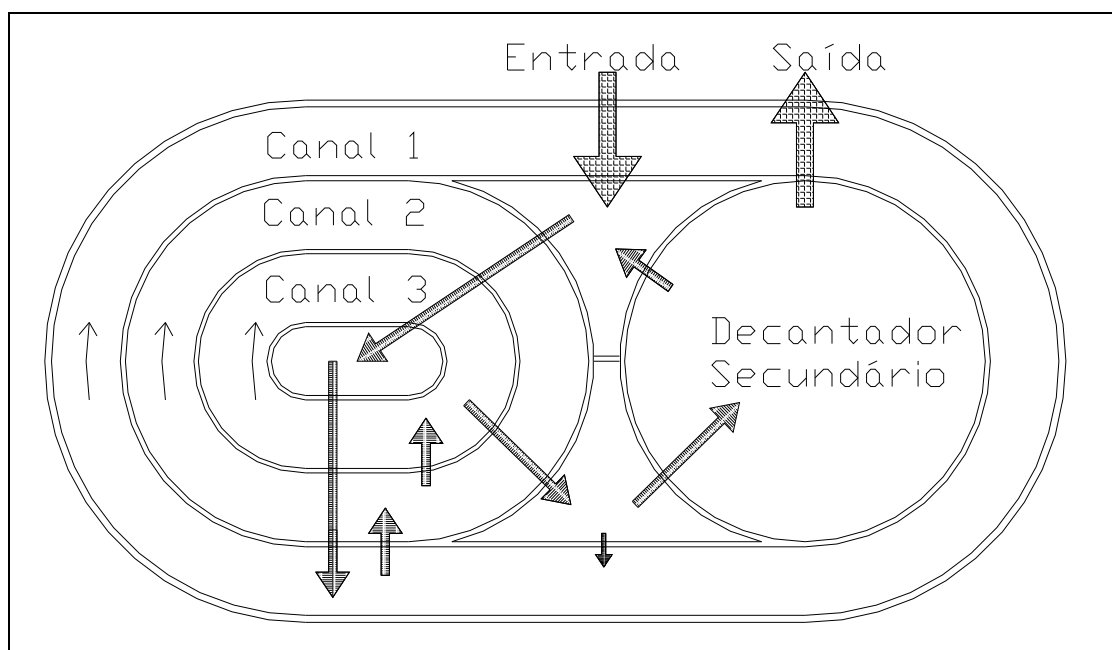


Figura 2: Desenho esquemático sistema C-Orbal™.

Não se encontrou na literatura referência sobre este sistema, mas a explicação fornecida durante a visita foi a seguinte: o afluente se mistura com o lodo de retorno e segue para uma zona anóxica no centro dos canais, posteriormente entra pelo canal 1 externo, passando pelo canal 2 do meio e depois pelo canal 3 interno antes de adentrar no decantador secundário. O lodo biológico do decantador secundário recircula. A oxigenação, mistura e movimentação da água é realizada com aeradores de discos com rotor horizontal. A água circula várias vezes pelos canais antes de passar de um para o outro. O número de discos em cada canal varia, assim como a sua rotação e submersão permitindo ajustar o aporte de oxigênio conforme necessidade.

3.5- Remoção biológica de nitrogênio

A concentração de nitrogênio presente no esgoto doméstico excede o requerimento microbiano para oxidar a quantidade de carbono presente, então somente parte do nitrogênio é removida por atividade heterotrófica convencional, sendo incorporado na biomassa microbiana. O nitrogênio residual estimula a atividade autotrófica, que, se descartado nos cursos d'água, ocasionará a eutrofização devido à atividade foto-autotrófica, produzindo grande quantidade de biomassa na forma de algas (GRAY, 1992).

Para VON SPERLING (1997), a necessidade de se efetuar a remoção de nitrogênio e fósforo depende dos objetivos mais amplos do tratamento e da qualidade das águas do efluente final e do corpo receptor. Por exemplo, em ambientes lânticos, tais como lagoas, represas e estuários, sujeitos a problemas de poluição, como eutrofização, a remoção biológica de nutrientes assume grande importância.

A maior parte das literaturas cita a questão da remoção de nutrientes considerando a preocupação com o corpo receptor. Para o reúso o controle de formas de nitrogênio e fósforo visa evitar proliferação de algas e filmes biológicos, que poderiam formar depósitos em tubulações, peças sanitárias, reservatórios, tanques, etc. (ANA, 2005).

Até o esgoto doméstico entrar na estação de tratamento, 90% do nitrogênio está presente como amônia ou componentes orgânicos instáveis que são rapidamente transformados em amônia, devido a reação de amonificação, que em pH neutro encontra-se em meio aquoso como íon amônio (NH_4^+). O esgoto doméstico, apresenta concentração média de nitrogênio amoniacal de $35 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$, é extremamente diluído comparado com outros efluentes ricos em nitrogênio, tais como efluentes de indústria frigorífica com concentração média de $170 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ (GRAY, 1992). Portanto, o nitrogênio no esgoto bruto está principalmente nas formas de amônia e nitrogênio orgânico, sendo as formas de nitrito e nitrato de menor importância.

Os nutrientes podem ser removidos através de processos físico-químicos (fósforo) e biológicos, sendo que os primeiros são mais dispendiosos, exigem manutenção mais intensiva e podem ter impactos ambientais secundários significativos (tais como a liberação de amônia no processo de *stripping*). Por isso, os processos biológicos têm sido a melhor alternativa para remoção de tais compostos, com o uso de sistemas físico-químicos para o polimento do efluente (SEDLAK, 1991).

O processo ou sistema de tratamento biológico a ser escolhido está intrinsecamente relacionado ao tipo de microrganismo que se pretende favorecer. Os biorreatores que operam sob condições de aeração possibilitam o desenvolvimento de microrganismos aeróbios, que através da respiração aeróbia oxidam as moléculas orgânicas e/ou inorgânicas. Nos biorreatores anaeróbios, por sua vez, são selecionados microrganismos capazes de utilizar o metabolismo fermentativo ou respiração anaeróbia. Portanto, a oxidação dos compostos pode ocorrer por diferentes vias do metabolismo microbiano, possibilitando o desenvolvimento de vários aspectos da engenharia dos biorreatores e resultando em variantes dos processos aeróbios e anaeróbios usuais (VAZOLLER, 1988).

A remoção biológica de nitrogênio tem incorporado novos processos microbianos resultados dos novos conceitos de nitrificação e desnitrificação simultâneas, oxidação anaeróbia de N-amoniaco ou desnitrificação por nitrificantes autotróficas, dos quais, entre outros, podem ser citados:

- SHARON: *Single Reactor High Activity Ammonia Removal over Nitrite*
- ANAMMOX: *Anaerobic ammonium oxidation*
- CANON: *Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite*
- OLAND: *Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification*

METCALF & EDDY (2002) comentam que os processos de desnitrificação simultânea dependem de maiores volumes de reator mas tem se mostrado capazes de produzir efluentes com concentração muito baixa de nitrogênio. Acrescentam ainda vantagens deste processo como: recuperação de alcalinidade, economia de energia gasta na aeração e produção de lodo com boa sedimentabilidade.

A Figura 3-A representa um reator anóxico convencional, onde o volume do reator anóxico corresponde a 25% do reator biológico com uma recirculação interna de 400%. Com a recirculação interna de 400% haveria uma desnitrificação esperada de 80%. Nesta configuração um agitador mecânico é necessário para manter os sólidos em suspensão no reator anóxico.

Na Figura 3-B apresenta-se o reator com a zona anóxica aerada. Nesta configuração o reator anóxico representa 50% do total do volume para o tratamento biológico. Não há necessidade da recirculação interna. O agitador mecânico é substituído por algum tipo de aerador mecânico que fornece cerca de 70% da demanda total nesta etapa.

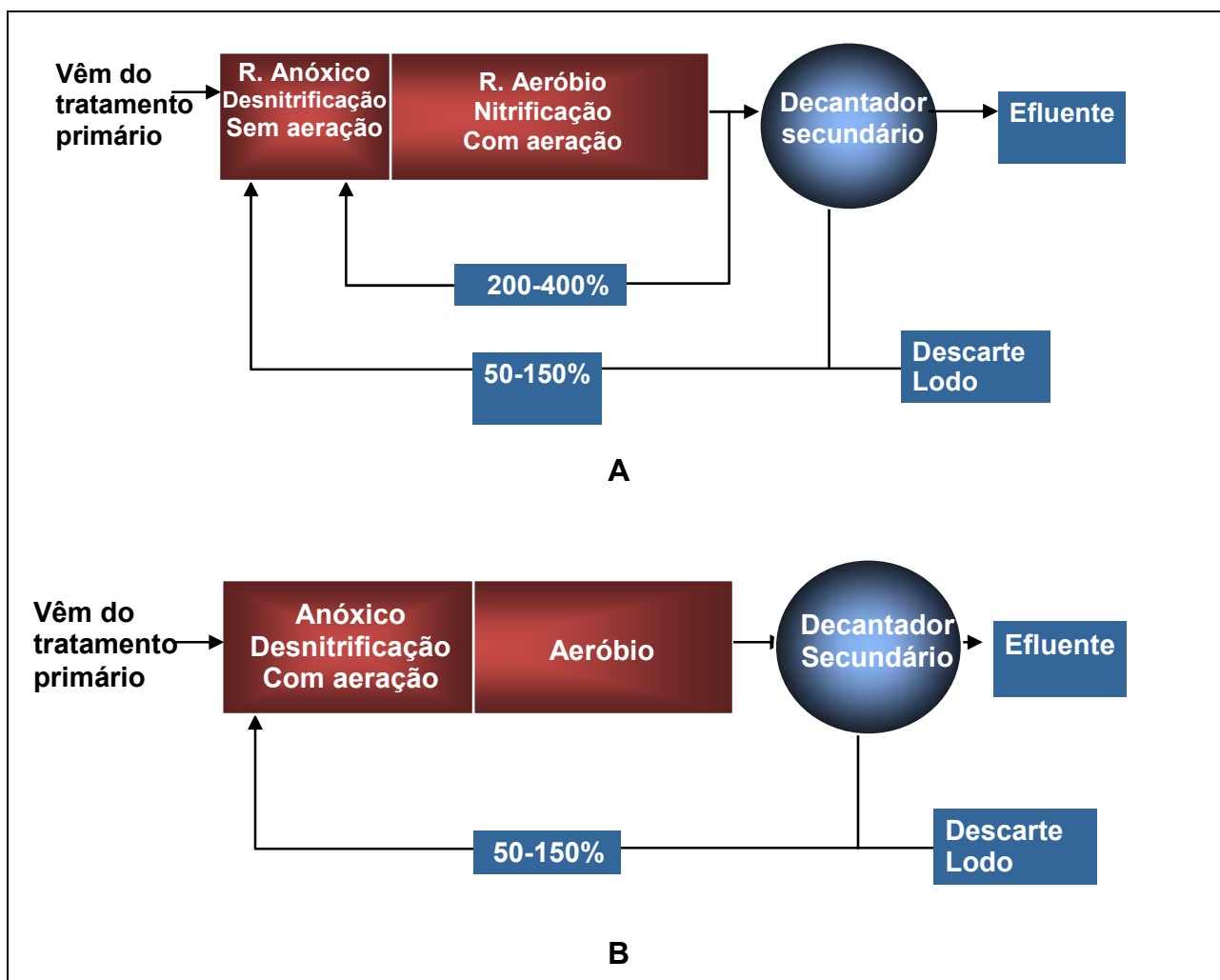


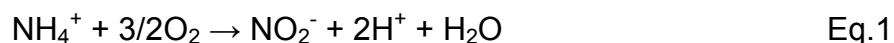
Figura 3: Comparativo do processo convencional de nitrificação/desnitrificação (A) com o processo de desnitrificação simultânea (B). (adaptado de SMITH,2009)

O presente projeto foi concebido antes dos recentes avanços nos processos desenvolvidos para remoção de nitrogênio. Neste estudo buscou-se a remoção de nitrogênio através da nitrificação em valo de oxidação e desnitrificação em reator anóxico. Segundo METCALF & EDDY (1991) dentre as tecnologias para remoção de nitrogênio a nitrificação/desnitrificação biológica é com frequência a melhor alternativa devido as seguintes razões:

- Grande potencial de remoção;
- Estabilidade do processo;
- Processo relativamente simples de ser controlado
- Baixo requerimento de área;
- Custo moderado

A remoção do nitrogênio neste caso ocorre em duas etapas. Na primeira a amônia é convertida aerobiamente em nitrato (Nitrificação) e na segunda o nitrato é convertido em nitrogênio gasoso (Desnitrificação) em ambiente sem oxigênio (anóxico). Tanto o ambiente anóxico como o anaeróbio se caracterizam pela ausência de oxigênio, a diferença básica é que no primeiro tem a presença de nitratos que não ocorre no segundo, que normalmente tem presença de sulfatos ou carbonatos.

A nitrificação é um processo em duas etapas envolvendo dois gêneros de microrganismos: Nitrossomonas e Nitrobacter. Na primeira etapa ocorre a ação das Nitrossomonas convertendo a amônia para nitrito na seguinte reação:

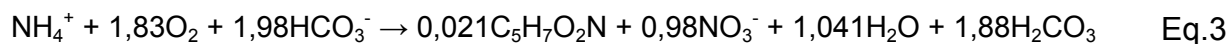


Na segunda etapa ocorre a ação do gênero Nitrobacter realizando a conversão de Nitrito a Nitrato:



O crescimento dos microrganismos do gênero Nitrossomonas é mais lento que do gênero Nitrobacter, razão pela qual quase não há acúmulo de nitritos no sistema. Por ser uma reação lenta, a nitrificação necessita de Tempo de Retenção Celular maior que para oxidação da matéria orgânica carbonácea para ser completada. DATAR e BHARGAVA (1988) constataram que as duas etapas de formação de nitrito e nitrato podem ocorrer simultaneamente sob condições favoráveis.

A reação geral de oxidação e síntese pode ser representada conforme a Eq.3 (METCALF & EDDY, 1991):



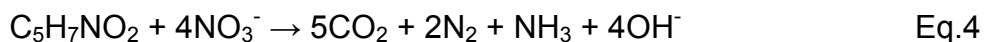
Resultando que o oxigênio necessário para oxidar a amônia a nitrato é de 4,3mg de O₂ por miligrama de nitrogênio amoniacal. Na conversão também ocorre consumo de alcalinidade do meio; para cada mg de NH₄⁺ - N oxidado causa o consumo de 7,14mg/L de alcalinidade expressada como CaCO₃.

VON SPERLING (1997) cita que temperatura, pH, OD e a presença de substâncias tóxicas ou inibidoras são os principais fatores ambientais que podem influenciar a taxa de crescimento dos organismos nitrificantes e como consequência, a taxa de oxidação da amônia. ARCEIVALA (1981) sugere que a temperatura ótima para nitrificação encontra-se entre 25 a 36°C. A EPA (1993) cita uma faixa de pH desejável entre 6,5 a 8,0 para estabilidade do desempenho. VAN HAANDEL & MARAIS (1999) destacam que a concentração mínima de OD no reator para que a nitrificação não seja limitada pode variar, entretanto pode-se esperar que uma concentração de OD de 2,0mg/L seja suficiente para nitrificação desinibida, sendo o mesmo valor recomendado pela EPA (1993).

Os microrganismos nitrificantes são autótrofos, ou seja, obtém energia da oxidação de compostos nitrogenados, principalmente amônia. Em contraste com os microrganismos desnitrificantes, que são heterótrofos, os autótrofos utilizam CO₂ (carbono inorgânico) em vez do carbono orgânico para síntese de novas células (METCALF & EDDY, 1991).

A desnitrificação corresponde à redução dos nitratos a nitrogênio gasoso. A desnitrificação ocorre necessariamente a partir do nitrato, e não da amônia, sendo esta a razão de que no tratamento dos esgotos a desnitrificação deve ser precedida da nitrificação (VON SPERLING, 1997). No ambiente anóxico, sem oxigênio, os microrganismos heterotróficos facultativos passam a utilizar os nitratos em sua respiração. Para que a desnitrificação ocorra é necessário uma fonte de carbono orgânico, que pode ser introduzido artificialmente ou estar disponível no próprio esgoto doméstico.

ARCEIVALA (1981) apresenta a seguinte reação de desnitrificação para o carbono orgânico presente no esgoto:



Pode-se notar que alcalinidade é produzida durante a conversão do nitrato a gás nitrogênio, resultando em um aumento do pH. Os mesmos fatores que afetam a nitrificação afetam a desnitrificação (temperatura, pH, OD e a presença de substâncias tóxicas ou inibidoras), com a diferença que as bactérias desnitrificantes são menos sensíveis as condições ambientais (VON SPERLING, 1997).

VAN HAANDEL & MARAIS (1999) alertam que uma concentração de OD acima 0,2~0,5 mg/L reduz significativamente a taxa de desnitrificação. Observam também que a taxa é máxima para faixa de $7,0 < \text{pH} < 7,5$ e que para $\text{pH} < 6,0$ e $\text{pH} > 8,5$ há uma diminuição grande da atividade de desnitrificação.

VAN HAANDEL & MARAIS (1999) apresentam três modelos de configurações para remoção biológica de nutrientes apresentados na Figura 4, propostos pelos autores citados a seguir. O primeiro sistema posto em operação por WUHRMANN em 1964 se compõe de dois reatores sendo o primeiro aeróbio e o segundo anóxico. O afluente entra no primeiro reator onde a nitrificação se desenvolve, juntamente com a remoção de quase todo o material orgânico biodegradável. A taxa de nitrificação no sistema WUHRMANN é baixa devido à baixa concentração de material biodegradável existente no reator pós-desnitrificação. No sistema proposto por LUDZACK & ETTINGER também em 1964, o próprio material orgânico afluente é usado para desnitrificação. Nesse sistema, existem dois reatores em série, o primeiro sendo anóxico e o segundo aeróbio. Chamado de sistema de pré-desnitrificação por ter o reator anóxico antes do reator aeróbio, o sistema proposto por LUDZACK & ETTINGER permite uma taxa de desnitrificação mais elevada que o sistema WUHRMANN, porque a concentração de material biodegradável no reator anóxico é mais alta. Posteriormente, em 1973, BARNARD sugeriu o sistema Bardenpho que permite a combinação da vantagem do sistema pós-desnitrificação e do sistema pré-desnitrificação.

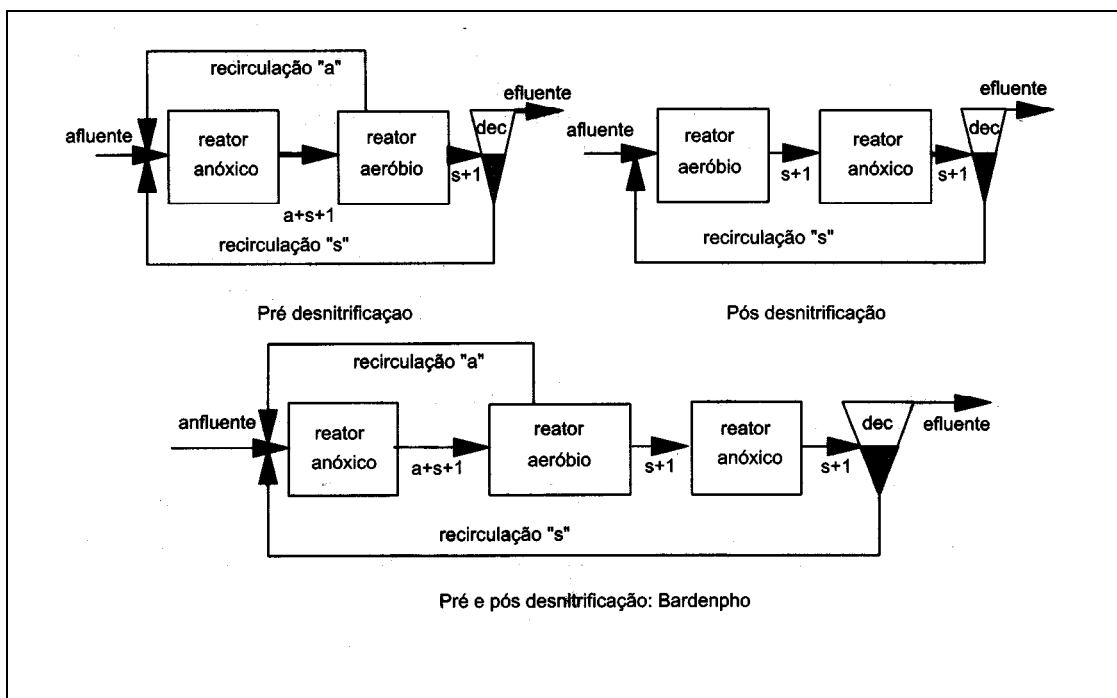


Figura 4: Representação esquemática de sistemas de desnitrificação (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

Neste projeto se adaptou o modelo proposto originalmente por LUDZACK & ETTINGER, citados por VAN HAANDEL & MARAIS (1999) como tendo as seguintes vantagens:

- Não se tem os custos com adição de fonte de material orgânico externo necessário no sistema Bardenpho, além de ser difícil acertar exatamente a dose de material orgânico de tal modo que não haja nem excesso do material adicionado nem nitrato residual;
- Aproveita-se a alcalinidade produzida na desnitrificação.

Como desvantagem os autores citam que a desnitrificação completa não é possível, parte do nitrato formado no reator aeróbio não é recirculado para o reator anóxico, sendo descarregado junto com o efluente. Desse modo a eficiência de remoção do nitrato dependerá da taxa de recirculação do reator aeróbio para o reator anóxico.

3.6- *Wetlands* construídas

Wetlands construídas são sistema de tratamento que consistem em lagoas os canais rasos (profundidade usual abaixo de 1,0m) onde são introduzidas plantas aquáticas, se baseiam nos processos microbiológicos, físicos, químicos para tratar a águas residuárias (EPA, 1999). Utilizam-se dos mesmos conceitos de *wetlands* naturais, cuja observação e pesquisa demonstraram seu potencial para auxiliar no controle de poluição.

Estudos em escala real e experimental têm mostrado que estes sistemas possuem boa capacidade de redução de DBO, SS, Nitrogênio, Fósforo, trações de metais e microrganismos patogênicos. Essa redução é efetuada por diversos mecanismos de sedimentação, filtração, precipitação e adsorção química e interações microbiana e da vegetação (MARQUES *apud* CAMPOS, 1999).

Dependendo do conceito as *wetlands* podem ou não conter material suporte. Basicamente são classificadas de acordo com o fluxo da água em:

- Fluxo superficial: a água é exposta a luz e ao ar atmosférico, uma camada de solo serve de suporte a vegetação aquática.
- Fluxo subsuperficial: É introduzido meio suporte de maneira que o nível de água seja mantido abaixo da superfície. No caso de fluxo vertical a vazão é intermitente, permitindo a penetração de ar atmosférico no leito, favorecendo a nitrificação e remoção de DBO (VYMAZAL, 1998).

Para REED (1995) existem muitas vantagens na concepção da *wetland* de fluxo subsuperficial:

- O meio suporte aumenta a área de exposição para fixação de microrganismos de crescimento aderido, o que permite taxas de aplicação maiores que no fluxo superficial. Pode resultar em redução de cerca de 10 vezes no requerimento de área segundo KNIGHT (1992)
- Como a água não está exposta, não tem problemas com mosquitos e impossibilita o contato de pessoas com a lâmina d'água.

REED, (1995) também desenvolveu um modelo para prever a eficiência de *wetlands* de fluxo subsuperficial e o comparou com valores reais obtidos em sistemas típicos em operação. O resultado está apresentado graficamente na Figura 5, que serviu de orientação para elaboração da *wetland* presente neste projeto.

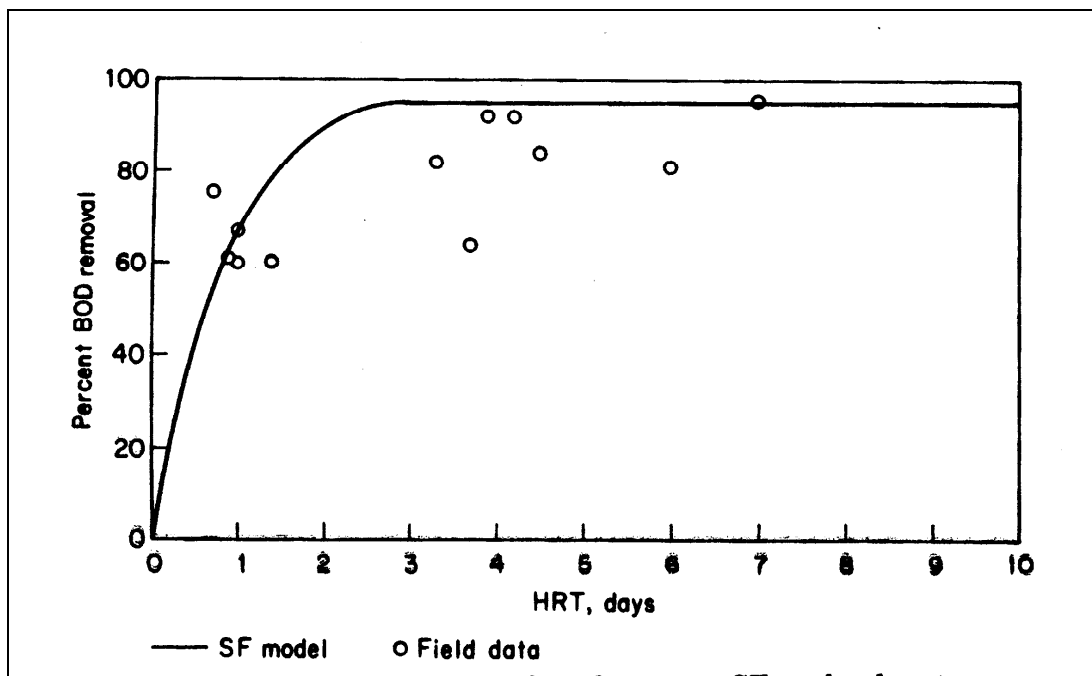


Figura 5: Redução percentual de DBO em função do TRH em *wetlands* de fluxo subsuperficial (REED, 1995).

A maioria das recomendações sobre projeto de *wetlands* para tratamento de esgotos refere-se a sistemas e estudos desenvolvidos nos EUA ou na Europa (KIVAISI, 2001). No Brasil diversas pesquisas têm sido feitas obtendo bons resultados com a sua utilização no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios utilizando brita como material suporte.

VALENTIM (1999) utilizou diversas variações de *wetlands* no pós-tratamento de tanques sépticos e constatou que o tanque não vegetado de base retangular alcançou as melhores eficiências na remoção de turbidez e nitrogênio amoniacal.

ZANELLA (2008) também pesquisando *wetlands* construídas no pós tratamento de efluentes de processo anaeróbio constatou melhores resultados utilizando brita em relação a utilização de bambu com meio suporte Também constatou que a presença de vegetação no leito não apresentou resultados estatisticamente diferentes em relação aos leitos sem vegetação para remoção de DBO.

3.6.1- Comparativo com filtros biológicos

CARVALHO & POVINELLI, citados por ANDRADE NETO (1997), definem filtros anaeróbios como reatores biológicos preenchidos com meio suporte, em cuja superfície ocorre a fixação e o desenvolvimento de microrganismos na forma de biofilmes e em cujos interstícios também podem proliferar microrganismos na forma de grânulos e flocos. Nesses reatores o meio suporte encontra-se imóvel e completamente submerso e, dependendo do sentido do escoamento no interior dos mesmos, sua configuração pode ser de fluxo ascendente ou descendente.

Para CAMPOS *et al.* (1999), os filtros anaeróbios mais comuns consistem em um tanque cheio de pedras britadas ou outro material inerte que serve de suporte para aderência e desenvolvimento de microrganismos, constituindo um leito com elevado grau de vazios. Podem ter fluxo ascendente, horizontal ou descendente.

São, portanto, reatores biológicos com fluxo através do lodo anaeróbio ativo com a biomassa aderida e retida em um leito fixo. Entre os reatores com fluxo através de lodo ativo, os com biomassa aderida a um leito fixo são, logicamente, menos susceptíveis a perda de sólidos biológicos e, além disso, são mais estáveis e menos dependentes das variações do afluente.

Notam-se características comuns nas definições entre as *wetlands* de fluxo subsuperficial com enchimento de britas sem plantas e o um filtro biológico anaeróbio de fluxo horizontal. Optou-se por chamar esta unidade neste trabalho simplesmente de Filtro Biológico.

3.7- Filtração Lenta

A filtração lenta tem sido utilizada no tratamento de água de abastecimento público desde o começo do século XIX e tem se mostrado um sistema eficaz de tratamento (DI BERNARDO, 1999). Os filtros lentos foram introduzidos procurando imitar os processos naturais de filtração, através da passagem da água com velocidade reduzida por camadas de areia de granulometria especial, possibilitando a melhoria das características físicas, químicas e bacteriológicas da água.

Segundo VALENZUELA (1991) a filtração é usualmente considerada como sendo o resultado de dois mecanismos distintos, porém complementares: transporte e aderência. Inicialmente as partículas são transportadas da suspensão para superfície dos grãos de areia, em seguida permanecem aderidas aos grãos se resistirem a ação das forças de cisalhamento devidas às condições hidrodinâmicas do escoamento.

NAKHLA & FAROOQ (2003) pesquisaram durante dois anos em escala piloto o uso da filtração lenta no tratamento terciário de águas residuárias aplicando taxas de filtração variando de 3,6 a 9,0 m/dia, apresentando remoções de 45-67% de nitrogênio total e de 33-40% de DQO; e obtendo resultados de sólidos suspensos entre 3-9mg/L no efluente tratado. Outros estudos têm demonstrado que o sistema de filtração lenta pode ser usado para tratamento de águas residuárias com alta eficiência na redução da matéria orgânica e derivados de nitrogênio (MERMILLOD-BLONDIN, *et al.*, 2005; CAMPOS, *et al.*, 2002).

Segundo GALVIS *et al.* (1991), avaliando uma série de resultados em filtros lentos de areia, a eficiência em termos de remoção de DQO está entre 30-90%. De acordo com uma compilação de dados de literatura e de resultados de diversas investigações experimentais realizadas na escola de engenharia de São Carlos-USP, organizado pelo Prof. Luiz Di Bernardo, apresentados no Seminário Nacional sobre pré-filtração e filtração lenta de águas de abastecimento em 1991, é possível tratar uma água bruta com DBO inferior a 10 mg/L e demais parâmetros dentro da Classe 2 da Resolução Conama nº 020 de 1986, (posteriormente foi substituída pela Resolução

Conama nº 357/05), com processo de pré-filtro, filtro lento de areia com manta e posterior desinfecção para água de abastecimento público.

O sistema de filtração pode apresentar remoção de sólidos suspensos acima de 95% e redução de coliformes fecais entre 60 e 90% e redução acima de 98% para coliformes totais, cistos de *Giardia*, Oocistos de *Cryptosporidium*, Cercarias de *Schistosoma*, entre outros (DI BERNARDO, 1999).

SOUZA *et al.* (1999) aplicando esgoto doméstico decantado em filtros lentos obteve remoções de 75% para DQO, 65% para SSV e 99,9% para coliformes fecais. Já DA SILVA (2006) constatou redução em até 2 log para coliformes, tendo ainda o esgoto tratado uma concentração da ordem de 10^4 NMP/100mL, indicando a necessidade de desinfecção para caso de reúso.

POVINELLI & BOLLMANN (1987) realizaram diversos ensaios com filtração lenta e concluíram que é um processo seguro para tratar águas superficiais com valores de turbidez em torno de 10 UNT e cor aparente inferior a 50 uH.

DI BERNARDO (1993) recomenda valores máximos de qualidade de água bruta para filtração lenta, que estão apresentados no Quadro 5. A adoção de pré-filtros permite condicionar uma água bruta de qualidade inferior às limitações da filtração lenta.

Quadro 5: Qualidade da água recomendável para tratamento por filtração lenta.

Parâmetros	Filtração Lenta (FL)	Pré filtro + FL
Turbidez	< 10 uT	< 25 uT
Cor verdadeira	< 5 uC	< 10 uC
Ferro total	< 0,5 mg/L	< 3,0 mg/L
SST	< 10 mg/L	< 25 mg/L
Coliformes Totais	< 500 NMP/100mL	< 5000 NMP/100mL
Coliformes Fecais	< 250 NMP/100mL	< 1000 NMP/100mL

OBS: valores recomendados para 95% das amostras coletadas (DI BERNARDO, 1993).

As principais vantagens de utilizar a filtração lenta como tecnologia complementar em sistemas de tratamento de águas residuárias são (PATERNIANI & LONDE, 2003):

- Simplicidade de instalação, operação e manutenção;
- Baixo custo;
- Redução dos valores de alguns parâmetros de controle ambiental.

Uma limitação do uso desta tecnologia é justamente a operação de limpeza dos filtros lentos, normalmente realizada através de raspagem da camada superior de areia, a lavagem e recolocação da areia no leito filtrante (FERRAZ & PATERNIANI, 2002).

Segundo PATERNIANI (1991), a espessura da camada de areia normalmente varia de 80 a 100 cm, podendo ser reduzida à 40 cm quando são empregadas mantas sintéticas não tecidas no topo da camada de areia. As mantas não tecidas possuem maior capacidade de retenção de impurezas do que a areia aumentando a duração da carreira de filtração (DI BERNARDO, 1999).

FERRAZ (2001) observou que a eficiência de remoção de impurezas não foi influenciada pela substituição do pedregulho da camada suporte pela manta sintética não tecida com gramatura de 300 g/m^2 . A autora também concluiu que as mantas com 380 g/m^2 e 450 g/m^2 utilizadas no topo da camada de areia demonstraram ser facilmente limpas, após o término da carreira de filtração, não observando diferença estatisticamente significativa na remoção de impurezas para taxas de filtração de 3, 6 e $9 \text{ m}^3/\text{m}^2$ dia.

A norma ABNT NB-592 (1989) estabelece limite para taxa de filtração nos filtros lentos em $6 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$ para meio filtrante constituído unicamente por areia. DI BERNARDO (1999) ressalta que tem sido recomendado valor de taxa de filtração entre 2 e $5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$, dependendo da qualidade do afluente e da carga hidráulica disponível total. Para a pré-filtração em fluxo ascendente o autor recomenda taxa de aplicação de 12 a $36 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$.

3.8- Desinfecção por raios Ultravioleta (Fotólise)

A fotólise envolve a interação irreversível da luz com moléculas causando a sua destruição parcial ou total. A luz é caracterizada pela energia do fóton, a qual é inversamente proporcional ao comprimento de onda (λ) (ASSALIN, 2001).

A divisão aceita da radiação ultravioleta, em geral, é feita de acordo com a sensibilidade da pele humana à luz UV (SOBOTKA, 1993; BOLTON, 1999):

- UV-A (315 a 400 nm): queimadura solar;
- UV-B (280 a 315 nm): queimadura solar e câncer;
- UV-C (200 a 280 nm): mutação e morte de células (desinfecção).

A UV-C, chamada de luz germicida é a mais eficiente na inativação de bactérias e vírus, em curto tempo de contato, sendo a mais utilizada para desinfecção. A utilização de radiação ultravioleta como agente desinfetante deve-se a DOWNES & BULT (citados por CAMPOS e DANIEL, 1992), que em 1877, descobriram sua ação germicida.

O efeito da luz ultravioleta nas bactérias começa apreciavelmente em comprimentos de onda inferiores a 330 nm e rapidamente torna-se mais significativo em menores comprimentos de onda até o efeito máximo bactericida em 254 nm (TOSETTO, 2005). De acordo com DANIEL (2001), a faixa ótima de inativação de microrganismos está compreendida no intervalo de comprimento de onda de 245 a 285 nm.

A eficácia do processo de desinfecção por UV depende de fontes artificiais de radiação, pois as radiações emitidas pelo sol acabam chegando na superfície da Terra com baixa intensidade. As lâmpadas de UV podem ser classificadas em lâmpadas de baixa e média pressão de mercúrio. Conforme DI BERNARDO (1993), para propósitos germicidas são empregadas geralmente as lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio, que emitem cerca de 85% da radiação no comprimento de onda de 253,7 nm. Possuem tempo de vida útil de 5000 a 10000 horas, considerando que as lâmpadas estejam ligadas por pelo menos 8 horas diárias e ininterruptas (WOLFE, 1990).

Um parâmetro de controle importante quando se faz a desinfecção ultravioleta é a dose de radiação a ser utilizada. Este parâmetro é similar à concentração em mg/L quando o desinfetante utilizado é uma substância química como o cloro. A dose de radiação ultravioleta é o produto da intensidade de radiação bactericida (mW/cm^2) pelo tempo de exposição (QUALLS *et al.*, 1983).

TOSA (1999, apud ASSALIN, 2001) observou que a resistência à radiação ultravioleta é diferenciada e depende do microrganismo estudado. Doses de 90 e 73 mWs/cm^2 de UV forma necessário para remover até 4 ordens de magnitude de *E.coli* e Coliformes totais, respectivamente, e 42 mWs/cm^2 de dose média de radiação foram necessários para se atingir em torno de 3 log de inativação de *Clostridium perfringens* (DONAIRE, 2001). Assim como na cloração, os cistos de protozoários são os mais difíceis de inativar, no entanto, estudos têm demonstrado a capacidade de lâmpadas UV em reduzir a infectividade de *Cryptosporidium* (LAZAROVA *et al.*, 1999).

A dosagem mínima recomendada por Rosset e Rosset (1996, apud HASSEN *et al.*, 2000) para desinfecção de água para abastecimento era de 25 mWs/cm^2 , e para esgoto doméstico de 30 mWs/cm^2 . HO *et al* (1998) já diziam ser necessárias doses maiores de 65 a 70 mWs/cm^2 , para conseguir garantir a concentração de coliformes inferior a 240 UFC/100mL.

A eficiência da remoção de patógenos é extremamente influenciada pela qualidade da água a ser desinfetada (LAZAROVA *et al.*, 1998). Tem-se observado que a eficiência da desinfecção diminui significativamente com o aumento da concentração de sólidos suspensos (PIRES, 1997).

A água para permitir uma boa desinfecção deve ter qualidade que facilite a ação da radiação, como: baixos níveis de turbidez, sólidos em suspensão e ferro. No Quadro 6 são apresentados alguns requisitos de qualidade da água recomendados pelo fabricante do equipamento que será utilizado neste trabalho.

Quadro 6: Requisitos de qualidade da água para desinfecção UV

Parâmetro	Valor
Turbidez	< 5 NTU
Sólidos em Suspensão totais	< 10 mg/L
Dureza Total	< 120 mg/L
Ferro	< 0,3 mg/L
Manganês	< 0,05 mg/L
pH	6,5 a 9,5

Fonte: Catálogo empresa SNatural Ambiente

O fabricante ressalta ainda que tudo o que reduzir a transmissão da radiação de UV no meio, protegerá os microorganismos, portanto, atenção especial deve ser tomada a ocorrência de incrustações na lâmpada, tempo de uso e vazão inadequada. É citado algumas vantagens em relação a outros processos de desinfecção, como:

- Seguro ao operador;
- Não adiciona produtos químicos;
- Ausência de subprodutos;
- Eficiente contra bactérias, fungos, vírus e algas;
- Baixo custo de operação e manutenção;
- Redução da necessidade de biocidas;
- Baixo tempo de desinfecção.

Alguns microrganismos (principalmente bactérias) têm um mecanismo de “reparo”, que essencialmente recupera a capacidade reprodutiva do microrganismo. Este processo é ativado pela absorção de luz UV-A e é chamado de fotoreativação. PIRES (2002) verificou que quanto maior a dose de radiação ultravioleta aplicada, menor é o grau de fotoreativação.

ASSALIN (2001) destaca que para aplicação da desinfecção por UV deve-se considerar que haverá ausência de residuais desinfetantes na água tratada e necessidade de uso combinado com um desinfetante químico.

IV- Metodologia

4.1- Caracterização geral da área do projeto

O projeto está implantado no município de Itu, na indústria Emicol Eletro Eletrônica. A indústria atua em diversos segmentos do mercado eletro-eletrônico e também fabrica os Aeradores Cachoeira.

A região onde a indústria está instalada não é atendida por rede de abastecimento de água nem por rede coletora de esgotos do serviço municipal, também não existe curso de água nas imediações para o lançamento dos esgotos. Esta limitação de alternativas para disposição dos esgotos tratados fez com que o conceito de reúso fizesse parte desde a concepção inicial do projeto, desejando se alcançar uma água de reúso com qualidade que permitisse sua utilização em diversas finalidades.

Toda água de abastecimento provém de dois poços artesianos com hidrômetros na saída das bombas. A água é bombeada para caixas de água e segue por rede de distribuição aos pontos consumidores dentro da indústria.

Na época de elaboração do projeto a indústria já possuía um sistema de tratamento de efluentes por lagoas de estabilização (Figura 6). A indústria estava em processo de expansão que iria ocupar parte da área das lagoas, e também havia previsão de aumento do número de funcionários e conseqüente aumento do volume de esgotos gerados. Fatalmente a opção de lagoas de estabilização foi descartada por não haver área disponível para ampliação. A implantação do novo projeto teria, portanto, de se encaixar no mesmo local onde se encontravam as lagoas e ocupar menor área (Figura 7).



Figura 6: Local antes da implantação do novo sistema de tratamento em 2005.



Figura 7: Local depois da implantação do novo sistema de tratamento em 2008.

4.2- Características dos efluentes gerados

Os esgotos sanitários são compostos pelo efluente dos banheiros (descargas de vasos, chuveiros e pias) e pelo efluente do restaurante. O efluente do restaurante passa por caixa de retenção de gordura antes de ser despejado na rede coletora interna. Todo o esgoto coletado segue para um tanque séptico.

No Quadro 7 apresentam-se os valores médios obtidos através de coleta composta de amostras do esgoto na saída do tanque séptico. Pode-se notar que correspondem aos valores típicos de esgoto sanitário. Os ensaios foram efetuados de acordo com a metodologia internacional do *Standard Methods of Water and Wastewater Examination* 21^a Edição em laboratório de confiança da empresa.

A água pluvial não tem acesso ao sistema de tratamento, sendo coletada separadamente do esgoto sanitário através de rede de drenagem própria e armazenada em reservatório para irrigação dos jardins internos. Não existe contribuição de efluente industrial para o sistema de tratamento dos esgotos sanitários.

Quadro 7: Média dos resultados das análises do esgoto após tanque séptico.

Parâmetros	Média dos resultados obtidos
pH	7,34
Temperatura	23,5°C
Sólidos Totais	847 mg/L
Sólidos Suspensos Totais	250 mg/L
Sólidos Sedimentáveis	1,5 mL/L
Óleos e Graxas	35 mg/L
DQO	1224 mg/L
DBO	405 mg/L
Arsênio	< 0,001 mg/L
Bário	< 0,045 mg/L
Boro	< 0,500 mg/L
Cádmio	< 0,005 mg/L
Chumbo	< 0,010 mg/L
Cianeto	< 0,010 mg/L
Cobre	0,066 mg/L
Cromo VI	< 0,010 mg/L
Cromo Total	< 0,005 mg/L
Estanho	< 0,300 mg/L
Fenóis	1,409 mg/L
Ferro Solúvel II	0,540 mg/L
Fluoretos	1,080 mg/L
Manganês Solúvel	0,065 mg/L
Mercúrio	< 0,001 mg/L
Níquel	< 0,050 mg/L
Prata	< 0,005 mg/L
Selênio	< 0,003 mg/L
Zinco	0,395 mg/L

Obs: laudos realizados pelo laboratório LABCRIS Análises Ambientais.

4.3- Descrição do tratamento

4.3.1- Processos utilizados

O princípio básico do tratamento adotado é fazer uma remoção progressiva de poluentes em diferentes etapas, da maneira que cada etapa condicione seu efluente de forma adequada para ser submetido ao tratamento posterior. O fluxograma do sistema de tratamento está apresentado na Figura 8.

Para o tratamento preliminar utilizou-se uma caixa de gordura e tanque séptico, na seqüência foi instalada uma calha *Parshall* de 3 polegadas para medição de vazão.

A primeira unidade do tratamento biológico é o reator anóxico. Neste reator, deverá ocorrer a desnitrificação utilizando como fonte de carbono o esgoto afluente. Os nitratos deverão ser convertidos a nitrogênio gasoso, escapando para atmosfera. A nitrificação deverá ser completa no valo de oxidação, unidade seguinte, conduzindo a formação de nitratos. O reator tipo valo de oxidação está dimensionado para a modalidade de aeração prolongada, com maior tempo de retenção hidráulico e elevada idade do lodo em relação ao processo convencional de lodos ativados, onde deve ocorrer a estabilização da maior parte da DBO presente no esgoto. Após o valo de oxidação os efluentes seguem para o decantador secundário, onde ocorre a sedimentação da biomassa em suspensão, sendo recirculada permanentemente ao reator anóxico.

Após o decantador o efluente segue para filtro biológico, onde ocorre estabilização da carga orgânica remanescente e redução de turbidez. A próxima unidade é um tanque para re-aeração do efluente seguindo para entrada do pré filtro e filtro lento dimensionados para garantir baixa turbidez na entrada do equipamento de desinfecção por UV. O efluente final é armazenado e bombeado, com dosagem de hipoclorito de sódio em linha, para reúso conforme demanda. O excedente de efluente tratado é destinado por gravidade a um sistema de valas de infiltração, sem a dosagem de hipoclorito de sódio.

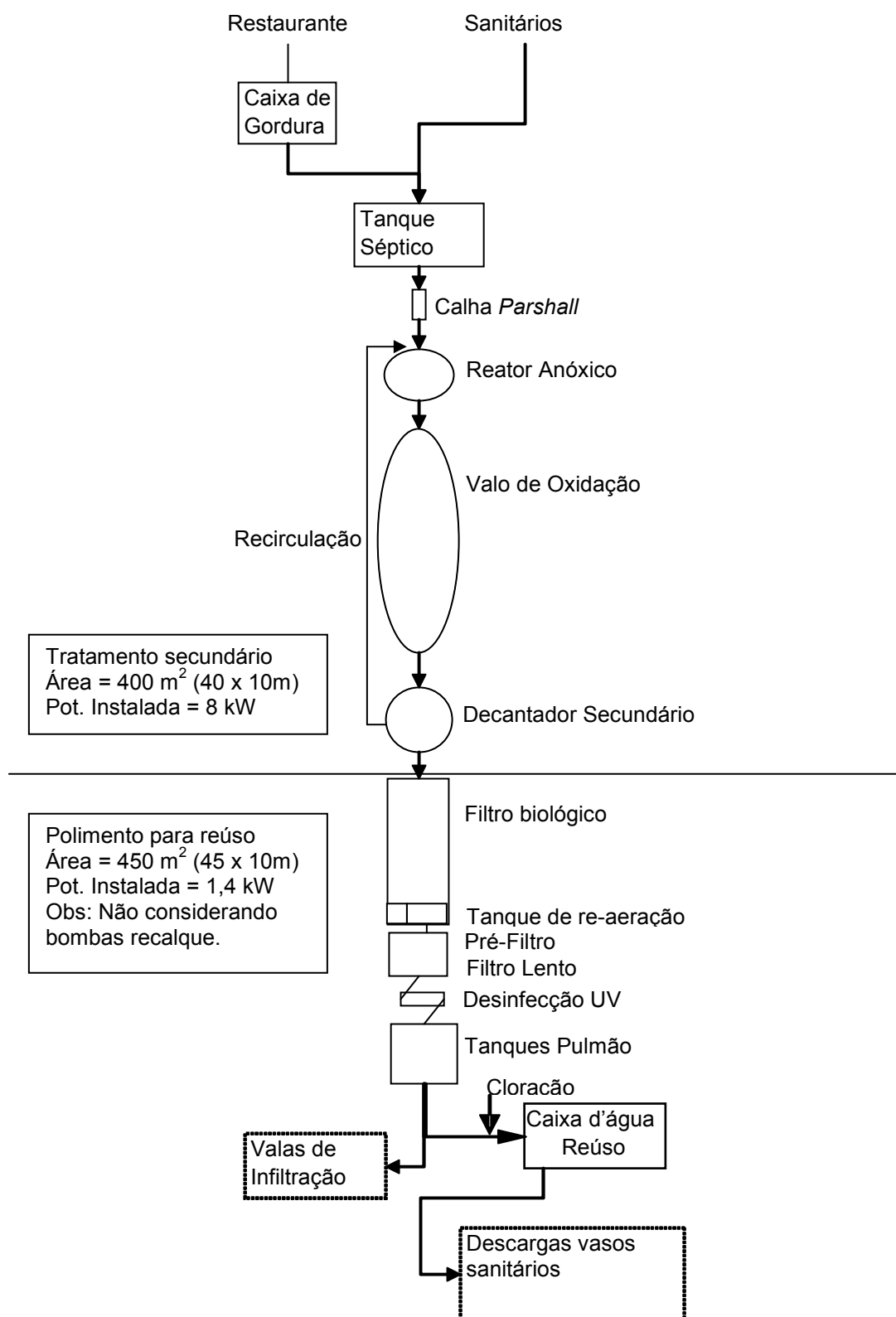


Figura 8: Fluxograma do sistema de tratamento da Emicol Eletro Eletrônica.

4.3.2- Características dos aeradores

As seguintes especificações técnicas dos Aeradores Cachoeira (Figura 09) utilizados no valo de oxidação e tanque de re-aeração são as seguintes:

- Motor 220V trifásico
- Potência máxima consumida 1200W
- Rotor horizontal com 48 pás tubulares com aletas
- Rotação de 90rpm
- Dimensões:
 - Altura 0,62 m
 - Comprimento 1,81 m
 - Largura 1,93 m
- Flutuadores preenchidos com poliuretano
- Pintura resistente ao esgoto e água salgada
- Eficiência de oxigenação: 2,0 Kg O₂/ kWh



Figura 09- Aerador Cachoeira com e sem cobertura no rotor.

4.3.3- Equipamento de desinfecção por UV

O equipamento de desinfecção instalado na tubulação de saída do filtro lento apresentava as seguintes características:

- ◆ Material: Termoplástico reforçado em fibra de vidro
- ◆ Vazão Máxima: 15 m³/hora
- ◆ Quantidade de Lâmpadas: 5 de 75 Watts da Philips tipo TUV75W
- ◆ Vida útil das lâmpadas: 8.000 horas
- ◆ Dimensões: 1.700 mm de comprimento e 300 mm de altura
- ◆ Redução Bacteriológica: 99,99%

O equipamento possui detector de corrente para verificação de avaria das lâmpadas e relógio contador de horas com aviso de troca. A limpeza e verificação das lâmpadas era manual e durante a operação se constatou dificuldade em realizar estas atividades pelo pessoal da manutenção, pois implicava na parada do sistema de tratamento. A forma de instalação não permite a retirada das lâmpadas no local onde o equipamento se encontra, é preciso retirar o equipamento para remover as lâmpadas. No projeto estavam previstos dois equipamentos de desinfecção por UV, mas só foi instalado um, deixando espaço para o novo equipamento em paralelo a ser instalado futuramente.

4.3.4- Programa de monitoramento

As coletas de amostras foram realizadas em diferentes pontos do sistema para verificar a eficiência do tratamento esperado em cada etapa e permitir comparativo com ao padrão Classe 1 de água de reúso (ANA, 2005) e outras referências, conforme apresentado nos Quadros 8 e 9, respectivamente.

Os parâmetros analisados em cada ponto de amostragem foram estabelecidos de acordo com a função esperada de cada unidade do tratamento e avaliados durante 9 meses consecutivos (outubro de 2008 a junho de 2009). As análises foram realizadas segundo método de referência do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21ª Edição.

Quadro 8: Parâmetros avaliados em diferentes pontos do tratamento.

PARÂMETROS	DQO	Cor	Nitrato	C. Fecais	E.coli	Turb.	OD	Temp.
Efluente bruto	X	X	X	X	X			
Saída anóxico			X				X	X
Valo de oxidação			X				X	X
Saída decantador	X	X	X			X	X	X
Saída filtro biológico	X	X	X	X	X	X	X	X
Tanque de re-aeração						X	X	X
Saída pré-filtro						X	X	X
Saída filtro lento				X	X	X		
Saída UV	X	X	X	X	X	X	X	X
Pós cloro	X	X	X			X	X	X
UNIDADES	mg/L	UH	mg/L	NMP/100mL		NTU	mg/L	°C

Quadro 9: Parâmetros adicionais avaliados na água de reúso (saída UV).

PARÂMETROS	UNIDADES
DBO	mg/L
O&G	mg/L
N. Amoniacal	mg/L
N. Nitrito	mg/L
Fósforo	mg/L
pH	--
SDT	mg/L
SST	mg/L
C. Orgânico. Volátil	mg/L

V- Resultados e Discussão

5.1- Detalhes de operação do tratamento

No Quadro 10 apresentam-se o volume e vazão média de esgoto bruto e vazão de recirculação, medidos durante o período de avaliação de tratamento, ficando dentro dos valores inicialmente previstos na fase de projeto. No Quadro 11 apresentam-se os tempos de retenção hidráulica obtidos em cada etapa do tratamento. Nota-se que com exceção do reator anóxico (que fora implantado apenas um módulo), as unidades operaram com elevado TRH, o que já era previsto, pois a vazão final de projeto é quase o dobro da vazão inicial.

Constatou-se uma baixa geração de lodo biológico no valo de oxidação. A idade do lodo ficou elevadíssima. Demorou quase um ano para o primeiro descarte de 24m^3 de lodo e depois outros dois meses para novo descarte. Como em 2008 terminou o primeiro ano de operação e até o final do período monitorado não tinha terminado o segundo ano, ainda não se teve o resultado efetivo do lodo gerado. Os descartes foram feitos a partir do próprio decantador, desligando-se a bomba de retorno e deixando o lodo adensar para posteriormente ser removido por caminhão limpa fossa. O controle da idade do lodo precisa ser melhorado, pois a relação alimento/microrganismo fica baixa demais, o lodo assume aspecto gelatinoso, ocorre formação de espuma no reator e escape de pequenos flocos leves pelo decantador.

Quadro 10: Volumes e vazões médias durante o período avaliado.

Descrição	Valor
Volume de esgoto bruto	52 m ³ /dia
Vazão média de esgoto bruto	3 m ³ /hora
Vazão média de recirculação decantador	12 m ³ /hora

Quadro 11: Tempo de Retenção Hidráulico (TRH) por etapa do tratamento.

Etapa do tratamento	TRH
Reator Anóxico*	1h:55min
Valo de Oxidação	3,8 dias
Decantador	10 horas
Filtro Biológico	1,8 dias
Tanque de re-aeração	3,8 horas

* Considerado vazão de esgoto bruto + recirculação

Foram construídos dois módulos iguais e paralelos de pré-filtro e filtro lento, operando um de cada vez. No Quadro 12 são apresentadas as taxas reais aplicadas nas unidades de filtração, ficando dentro das taxas previstas no projeto.

Quadro 12: Taxas aplicadas no pré-filtro e filtro lento.

Unidade	Taxa Aplicada
Pré-filtro	8,9 m ³ /m ² dia
Filtro Lento	5,3 m ³ /m ² dia

5.2- Consumo de água potável

Antes da implantação do projeto, durante o mês de Setembro de 2005 a indústria implantou medidas visando a racionalização do uso da água, destacando-se:

- ◆ Conserto de vazamentos;
- ◆ Manutenção e trocas de válvulas de descargas;
- ◆ Implantação de torneiras com sensores nas pias;
- ◆ Mictórios com descargas acionadas por sensores;
- ◆ Campanhas de conscientização do uso da água;
- ◆ Torneiras por acionamento por pedal no restaurante.

Como os resultados obtidos foram positivos optou-se por apresentar todo o período em que havia dados disponíveis de consumo de água. Desta forma é possível analisar a redução no consumo de água primeiramente na racionalização do uso e posteriormente com o reúso, conforme apresentado no Quadro 13. Nota-se que as medidas de racionalização do uso da água reduziram em 28,3% o consumo de água e após a entrada em operação do reúso o consumo reduziu mais 23,1%.

Quadro 13: Média de consumo de água potável.

Período avaliado	m³/dia	m³/mês	Func./mês	L/Func./dia
2005 Antes medidas de redução de consumo	74.1	1555.9	929	79.8
2005 Após medidas de redução de consumo	53.1	1115.7	971	54.7
2006	50.6	1062.8	947	53.5
2007	52.7	1083.4	1031	51.4
2008 Sem reúso (Jan-Ago)	46.3	1076.6	1165	39.7
2008 Com reúso (Set-Dez)	41.9	884.5	1192	35.1
2009 até maio	39.1	780.35	1080	36.1

Na Figura 10 pode se observar tendência de queda no volume de água consumida, isto apesar do aumento gradual do número de funcionários que veio ocorrendo até final de 2008. Notam-se picos de consumo em maio de 2007 e junho de 2008, períodos que coincidem com a época de seca na região, quando a necessidade de irrigação dos jardins é maior, ressaltando que o reúso ainda não estava em operação, da mesma maneira que os menores consumos foram nos meses mais chuvosos quando a irrigação fica desligada.

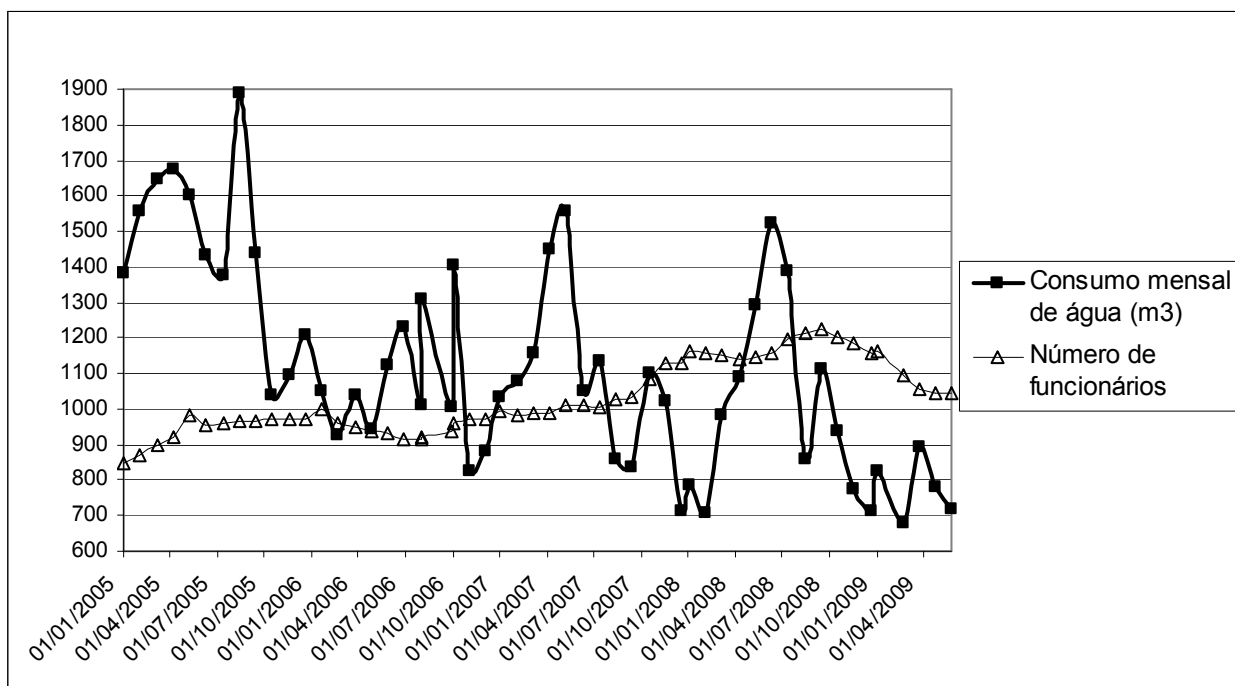


Figura 10: Consumo de água mensal x Número de funcionários.

Os dados de 2008 já contabilizam resultados decorrentes do reúso de água parcialmente na irrigação. Uma parte dos jardins frontais da empresa ainda segue sendo irrigada utilizando água potável, contabilizando como água captada já que os hidrômetros estão na saída dos poços, o que indica que o consumo de água por funcionário deve estar sendo ainda menor.

5.3- Consumo de água de reúso

Durante o período avaliado a água de reúso foi utilizada somente para descargas de vasos sanitários e mictórios. O volume de água de reúso, sem cloração, destinado a irrigação era variável, acionado conforme a necessidade. O restante do volume excedente era destinado às valas de infiltração.

Durante 17 dias consecutivos foram monitorados os hidrômetros dos dois poços de captação, das quatro bombas de recalque para as caixas d'água de reúso em vasos sanitários e o medidor de vazão de esgoto bruto na entrada da ETE. Os resultados estão apresentados no Quadro 14. Encontrou-se uma média de uso de 15m³ de água de reúso, correspondendo a uma média de 14 litros por funcionário. Considerando que todo volume de água de reúso contribui com esgoto, chega-se ao percentual de água reciclada presente no esgoto bruto apresentado na Figura 11.

Quadro 14: Medição dos volumes diários de água utilizados.

	Captação	Reúso	Esgoto Bruto	Perda
Volume (m ³ /dia)	42	15	52	5

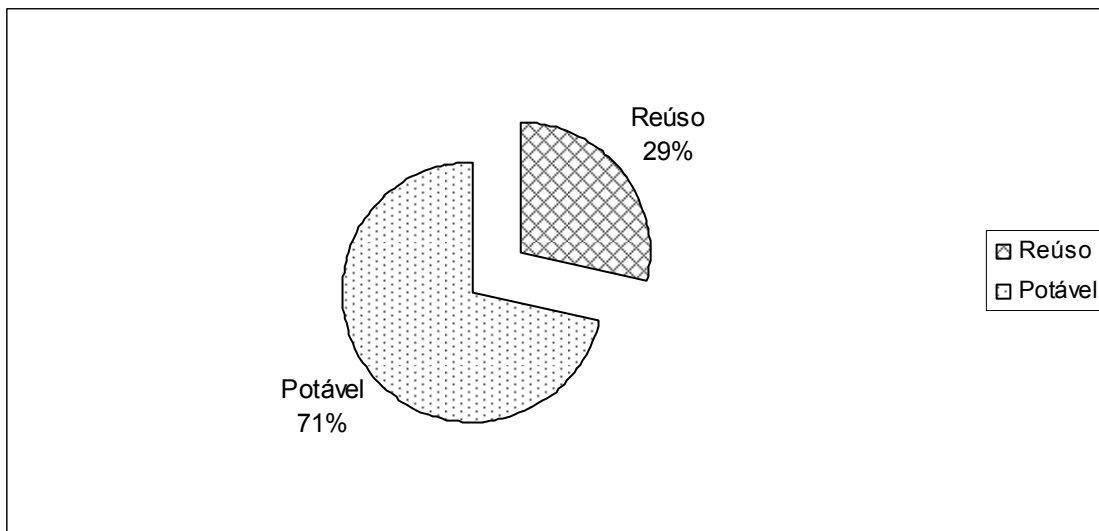


Figura 11: Percentual de água potável e de reúso em relação ao total de esgoto.

5.4- Demanda Química de Oxigênio (DQO)

5.4.1- Esgoto Bruto

Na Figura 12 nota-se que a DQO apresentou valores mais elevados no início do monitoramento, chegando a superar 2002 mg/L em 13/01/2009, e depois reduziu para 758 mg/L na segunda amostra de janeiro, ficando nesta faixa de valor até o final do monitoramento.

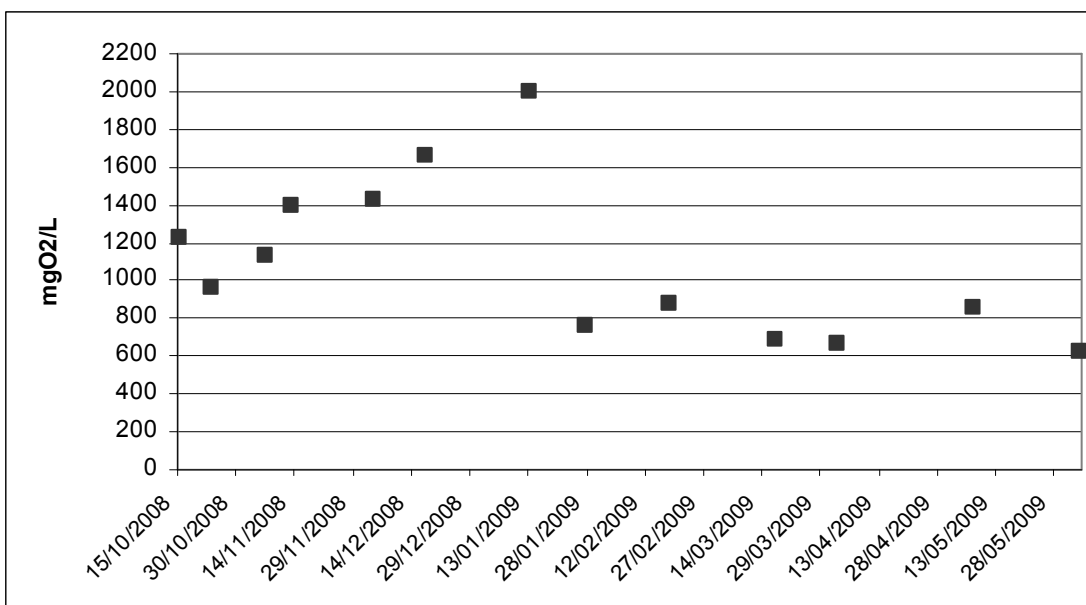


Figura 12: Resultados de DQO obtidos no esgoto bruto.

Faz-se a observação que houve mudança na tubulação do lodo de retorno do decantador neste período. Até janeiro o lodo de retorno chegava junto com o esgoto bruto na entrada da calha *Parshall*. Em fevereiro de 2009 a tubulação de retorno foi separada da calha *Parshall*, passando por medidor de vazão específico, se misturando ao esgoto bruto em uma pequena caixa de manobra logo após a calha.

Para coleta de amostra do esgoto bruto a bomba de retorno do lodo era desligada. Em seguida aguardavam-se alguns minutos para que o lodo fosse carregado pelo esgoto bruto e posteriormente a amostra era coletada. Pode ser que antes da mudança na tubulação o tempo de espera não tenha sido suficiente, havendo ainda interferência de lodo residual na amostra. Foram realizadas três análises de DQO em amostras coletadas dentro do valo de oxidação e dentro do reator anóxico obtendo-se na média valores de 4.605 mg/L e 4.427 mg/L respectivamente, confirmando que a presença de lodo biológico aumenta consideravelmente a DQO na amostra.

Cabe ressaltar também a influência das chuvas neste período. As amostras de novembro, dezembro de 2008 e janeiro de 2009 foram coletadas após terem ocorrido chuvas nas últimas 48 horas.

Neste período também houve redução em 10% do quadro de funcionários passando de 1.176 na média de outubro a janeiro para 1.060 na média de fevereiro a junho.

Portanto, os valores mais elevados de DQO de outubro a janeiro (média de 1320 mg/L) em relação ao período de fevereiro a junho (média de 743 mg/L) poderiam ser justificados por possível presença residual de lodo de retorno no efluente bruto, interferência de chuvas e redução no número de funcionários. Na média geral a DQO do efluente bruto ficou em 1098 mg/L.

5.4.2- Etapas do tratamento

Nota-se na Figura 13 que os valores médios obtidos de DQO nas amostras coletadas em até 48 horas após ocorrência de chuvas significativas foram mais elevados que nas amostras coletadas sem ocorrência de chuvas.

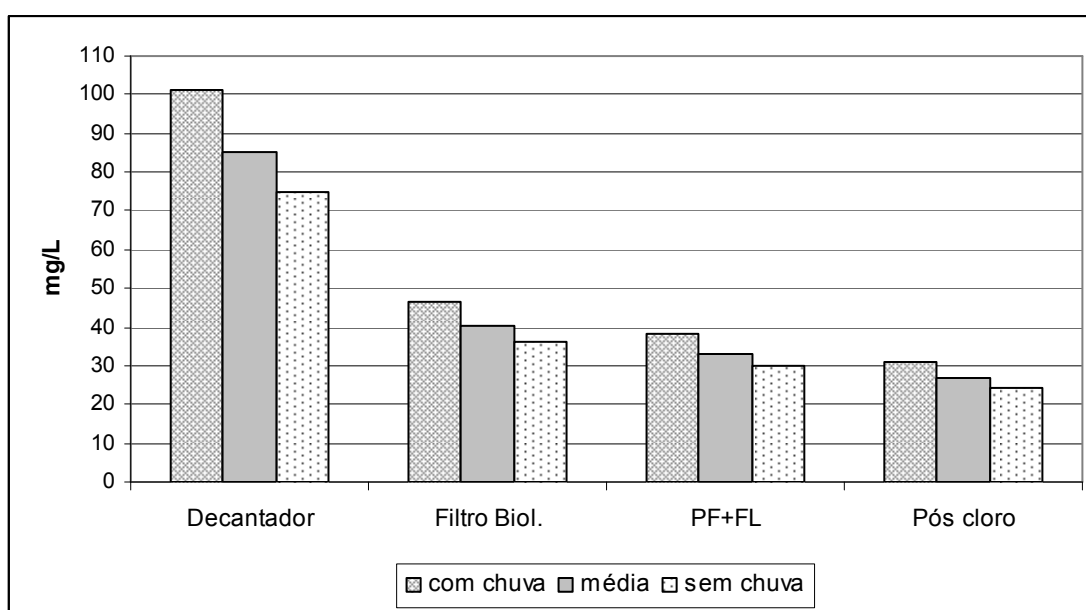


Figura 13: Valores médios de DQO no efluente das diferentes etapas do tratamento. DQO média do esgoto bruto de 1098 mg/L.

Em média os resultados de DQO aumentaram em 26% no efluente do decantador e 21,6% nas demais etapas. Pode ser devido aos seguintes fatores:

- Diminuição de tempo de retenção hidráulico;
- Arraste de sólidos;
- Mudança das características físico-químicas do efluente em tratamento decorrente da presença em excesso de água pluvial.

Não se tem dados sobre eventual influência de água pluvial no aumento pontual de vazão de esgoto bruto na entrada do tratamento. Foi feita uma verificação na planta hidráulica da rede coletora da empresa e não se encontrou pontos onde poderia haver infiltração significativa de água pluvial. Apenas o valo de oxidação, decantador e filtro biológico são estruturas abertas sujeitas a precipitação direta, as demais são fechadas.

Comparando-se o valor médio obtido no esgoto bruto (1098mg/L) com a saída do decantador (85mg/L) encontrou-se uma eficiência média de 92,2% de redução de DQO nesta etapa (Figura 14). Este resultado por ser considerado ótimo para um tratamento a nível secundário, atendendo ao previsto em projeto.

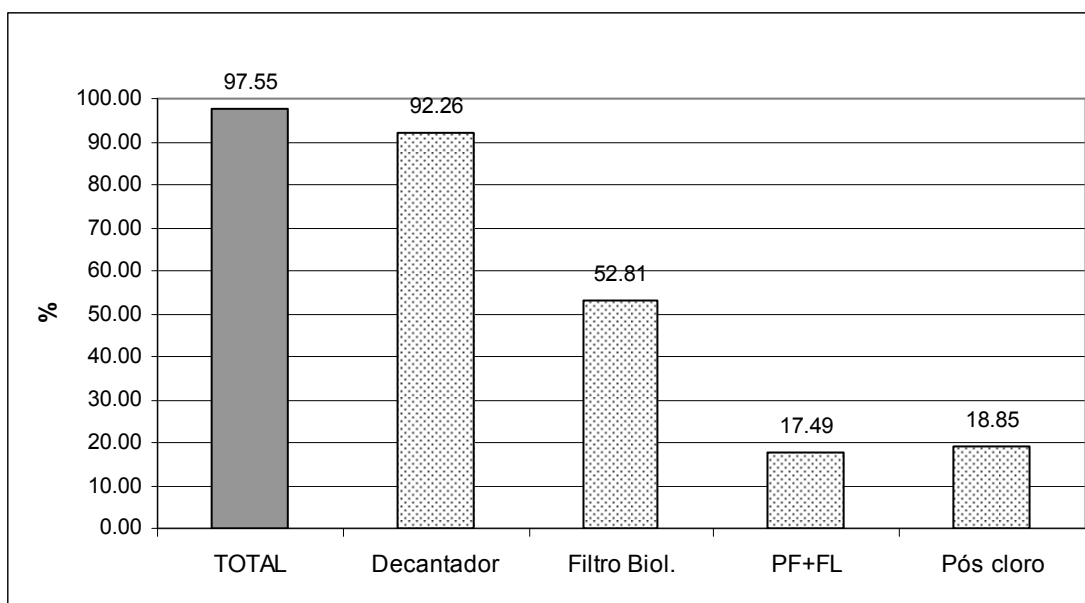


Figura 14: Percentual de remoção de DQO pelas diferentes etapas do tratamento.

Na média geral a DQO do efluente do filtro biológico ficou em 40mg/L. com uma eficiência média de 52,8% de redução de DQO nesta etapa, abaixo do previsto no projeto (acima de 60% segundo gráfico apresentado por REED,1995). Todavia, se avaliado os resultados obtidos após um ano de sua entrada em operação, a partir de fevereiro de 2009, encontra-se uma DQO média de saída de 27 mg/L. Neste período a média de entrada manteve-se em 82 mg/L, resultando em uma eficiência de 66,7%.

Portanto, os resultados dos últimos 5 meses estão dentro do esperado. Também se notou nos resultados obtidos, apresentados no Apêndice A, que o efluente de saída do filtro biológico tende a apresentar um comportamento mais estável que na saída do decantador, indicando que esta etapa do tratamento é importante para absorver eventuais oscilações de carga orgânica que podem ocorrer na saída do tratamento secundário, como escape de flocos biológicos por exemplo.

Após o filtro biológico o efluente passa pelo tanque de re-aeração, pré-filtro, filtro lento e desinfecção por UV. As amostras foram coletadas na saída do UV, obtendo-se um resultado médio de 33 mg/L. Na média geral a redução de DQO encontrada nesta etapa foi de 17,4%.

A dosagem de hipoclorito de sódio contribuiu para redução adicional de 18,2% de DQO, obtendo-se na média uma DQO final de 26 mg/L na água de reúso.

Na Figura 14 observa-se ainda que a remoção média total de DQO por todo sistema de tratamento ficou em 97,5%.

5.5- Cor aparente

5.5.1- Esgoto bruto

Na Figura 15 nota-se que a tendência de resultados obtidos nas análises de cor Aparente no esgoto bruto segue similar aos resultados obtidos para DQO, com valores mais elevados no início do monitoramento possivelmente pelas mesmas razões discutidas.

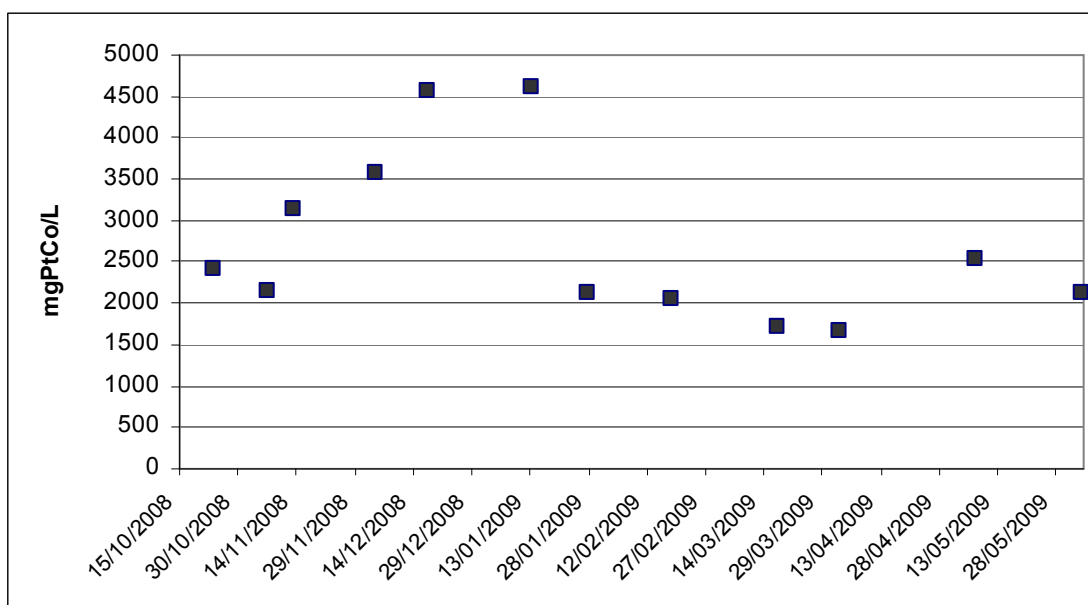


Figura 15: Resultados de cor aparente obtidos no esgoto bruto.

A média de cor no esgoto bruto de outubro a janeiro foi de 3.230 mgPtCo/L e no período de fevereiro a junho foi de 2.024 mgPtCo/L. Na média geral o resultado obtido de cor aparente do efluente bruto ficou em 2.517 mgPtCo/L.

5.5.2- Etapas do tratamento

Nota-se na Figura 16 que os valores médios obtidos de cor aparente nas amostras coletadas em até 48 horas após ocorrência de chuvas foram mais elevados que nas amostras coletadas sem ocorrência de chuvas, de maneira significativa, somente no efluente do decantador e na água de reúso após cloração. No efluente do decantador os resultados de cor aumentaram 26,9%, ficando próximos ao aumento que ocorreu de DQO, as justificativas, portanto podem ser as mesmas já apresentadas para DQO.

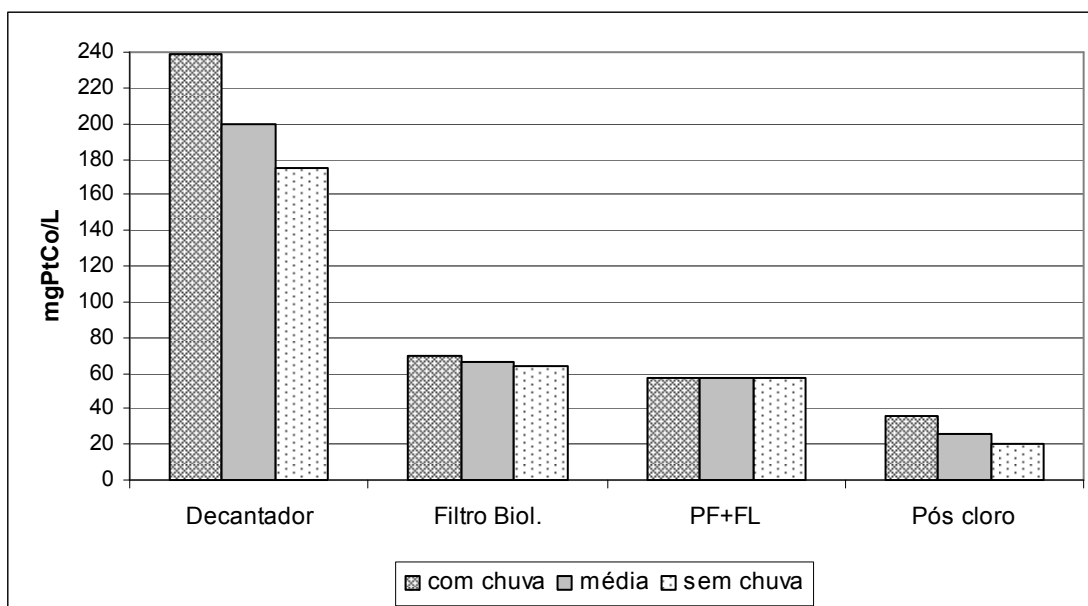


Figura 16: Valores médios de cor aparente no efluente das diferentes etapas do tratamento. Cor aparente média do esgoto bruto de 2.517 mgPtCo/L.

O efluente do decantador apresentou um valor médio para cor de 199 mgPtCo/L, representando uma redução de 92% em relação ao valor médio obtido no esgoto bruto (2.527 mgPtCo/L), mesma ordem de grandeza de redução da DQO.

Na média geral a cor aparente do efluente do filtro biológico ficou em 65 mgPtCo/L apresentando uma eficiência média de 66,9% de redução, não apresentando variações significativas decorrentes da ocorrência de chuvas em até 48 horas da coleta de amostras.

Nota-se que tanto no efluente do decantador como no efluente do filtro biológico os percentuais de redução de cor foram similares aos da redução de DQO.

Nas amostras coletadas na saída do reator UV, após o efluente do filtro biológico passar pelo tanque de re-aeração, pré-filtro, filtro lento e desinfecção por UV, o resultado médio obtido foi de 57 mgPtCo/L representando uma redução de Cor de 12,9%.

Nota-se a influência do período chuvoso sobre a dosagem de hipoclorito de sódio, os resultados das amostras neste período ficaram em 35,6 mgPtCo/L enquanto que fora deste período ficaram de 19,8 mgPtCo/L.

Na média o resultado de cor foi de 25,9 mgPtCo/L com redução média de 54,8%. Na Figura 17 observa-se ainda que a remoção média total de cor por todo sistema de tratamento ficou em 98,9%.

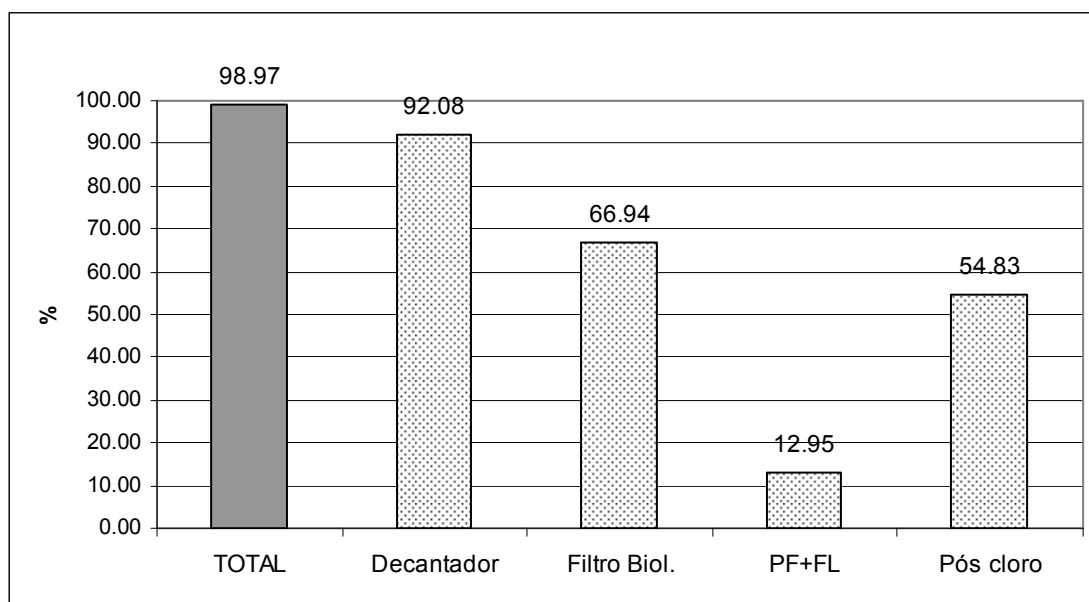


Figura 17: Percentual de remoção de cor nas diferentes etapas do tratamento.

5.5.3- Observações relativas a dosagem de hipoclorito de sódio

A questão da cor da água de reúso mostrou-se um fator importante, pois os vasos sanitários da indústria são brancos (Figura 18 A e B) e qualquer alteração mais significativa era percebida pelos funcionários, tornando-se um aspecto objetável.

A dosagem de hipoclorito de sódio (10% cloro ativo mínimo) foi realizada com bombas dosadoras de vazão máxima 1,5 L/h na regulagem de 20%, mantida constante durante o período avaliado. Eram acionadas juntamente com as bombas de recalque da água para reúso. O objetivo inicial da dosagem de hipoclorito de sódio em linha não era reduzir cor e sim manter residual na rede de distribuição (mínimo de 0,5ppm). É necessário monitorar a cor com maior frequência para ajustar a dosagem de hipoclorito de sódio quando necessário. De imediato uma alternativa de solução seria usar a cloração por pastilhas já no reservatório de armazenamento, aumentando o tempo de contato antes do bombeamento. Outras alternativas para remoção de cor, compatíveis com o sistema proposto, podem ser avaliadas como: a adsorção em carvão ativado, a ozonização, ou mesmo utilizar Processos Oxidativos Avançados. Os Processos Oxidativos Avançados (POA's) são tecnologias alternativas que, embora façam uso de diferentes sistemas de reação, envolvem a geração de radicais hidroxila altamente oxidantes. Devido à alta reatividade, esses radicais podem reagir com uma grande variedade de compostos orgânicos (CORDEIRO *et al.*, 2004). Poderia ser feita uma adaptação de processo com a dosagem de fotocatalisadores como dióxido de titânio (TiO₂) e avaliar seu potencial na redução de cor e possível melhora de outros parâmetros no efluente final, fica como sugestão futura.

O fato é que a dosagem de hipoclorito de sódio quando bem ajustada, produzia bons resultados de redução de cor, como pode ser observado na Figura 19. Todavia, durante foram feitos alguns testes trabalhando com alta taxa de cloração na água de reúso para avaliar a melhor a redução de cor. Notou-se em campo que em algumas situações a cor não era mais reduzida em função do aumento da dosagem de hipoclorito de sódio, fato que ainda precisa ser mais bem avaliado e demandaria testes completos e repetições em laboratório que poderão ser executados futuramente.

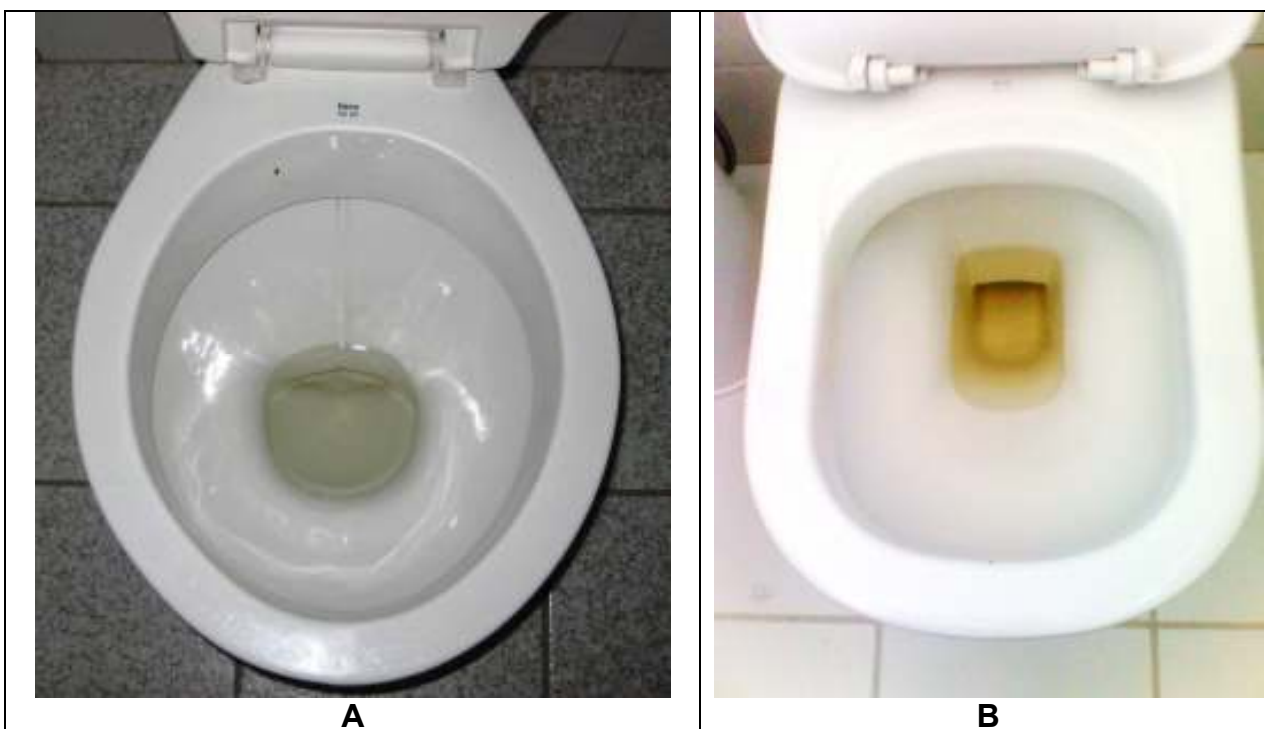


Figura 18: Variação da cor da água de reúso observada nos vasos sanitários.



Figura 19: Efeito da dosagem de hipoclorito de sódio na redução de cor (amostra de 02/04/09).

5.6- Turbidez

5.6.1- Etapas do tratamento

Nota-se na Figura 20 que os valores médios obtidos nas amostras coletadas no efluente do decantador em até 48 horas após ocorrência de chuvas foram mais elevados que nas amostras coletadas sem ocorrência de chuvas em 20,7%, na média a turbidez ficou em 20 NTU. Nas demais unidades não houve variações significativas decorrentes da ocorrência de chuvas em até 48 horas da coleta de amostras, ficando o efluente de todas as etapas subsequentes abaixo de 2 NTU.

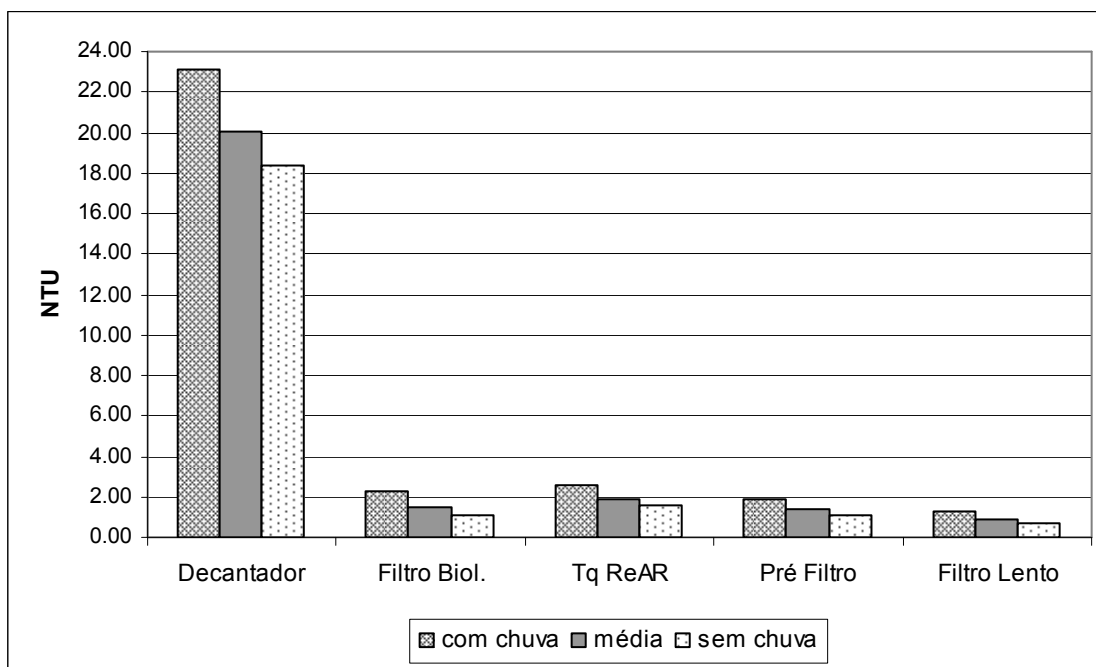


Figura 20: Resultados obtidos de turbidez nas diferentes etapas do tratamento.

O efluente do filtro biológico apresentou um valor médio para turbidez de 1,53 NTU, representando uma redução de 92,4% (Figura 21) em relação ao valor médio obtido no afluente (efluente do decantador). Destaca-se que este valor já atenderia o padrão de reúso Classe 1 (2 NTU) e o limite recomendado pelo fabricante para eficaz ação da desinfecção UV (5 NTU).

Nota-se um aumento de turbidez no tanque de re-aeração apesar de estar em local fechado com entrada de ar, porém sem contato com luz solar, aumentando em 21,3%. Embora esse aumento não seja significativo em termos de valor final da turbidez, acabou por destacar a importância do pré-filtro e do filtro lento na redução da turbidez residual. No pré-filtro obteve-se uma redução média de 25,5%, ficando na média em 1,38 NTU. O efluente do filtro lento apresentou uma turbidez média de 0,92 NTU com eficiência de 33,5% de redução nesta unidade. A dosagem de hipoclorito de sódio resultou em leve aumento nos resultados de turbidez. A duração da manta não tecida no filtro lento foi de 7 meses de operação até sua colmatção e troca.

Na Figura 21 observa-se ainda que a redução média de Turbidez a partir do efluente do decantador 95,4%.

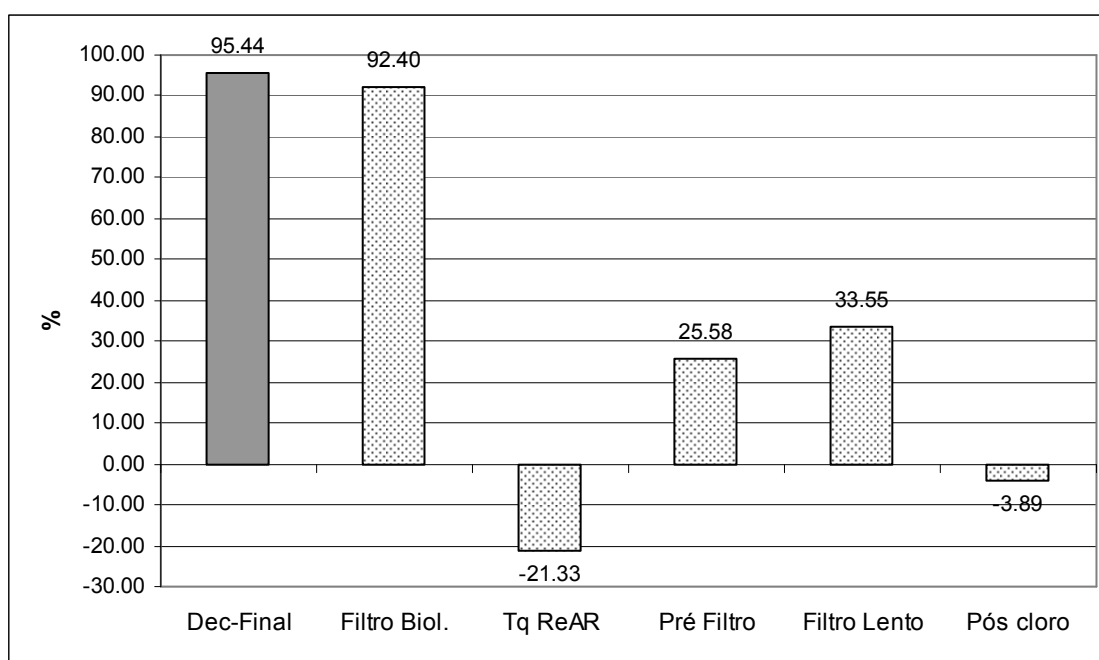


Figura 21: Redução percentual de turbidez nas etapas do tratamento.

5.7- Nitrato

5.7.1- Esgoto bruto

Na Figura 22 nota-se que os resultados de nitrato no esgoto bruto apresentaram valores baixos no início do monitoramento, o que seria de se esperar, já que o nitrogênio no esgoto bruto está principalmente nas formas de amônia e nitrogênio orgânico. Porém com o decorrer do tempo começou a aparecer valores significativos de nitrato no esgoto bruto. De fato a primeira metade do monitoramento, correspondente aos primeiros 4 meses de operação do reúso, a média dos valores obtidos para o nitrato ficou em 1,9 mg/L. Na segunda metade em diante (a partir da amostra de 27/01/09) a média de valor do nitrato subiu para 8,2 mg/L. Considerou-se este fato como significativo pois o esperado seria concentração traço de nitrato no esgoto bruto. Pode ser um indicador da concentração e acúmulo de nitrato no esgoto bruto devido a presença de água de reúso, que compõe cerca de 30% da vazão afluyente.

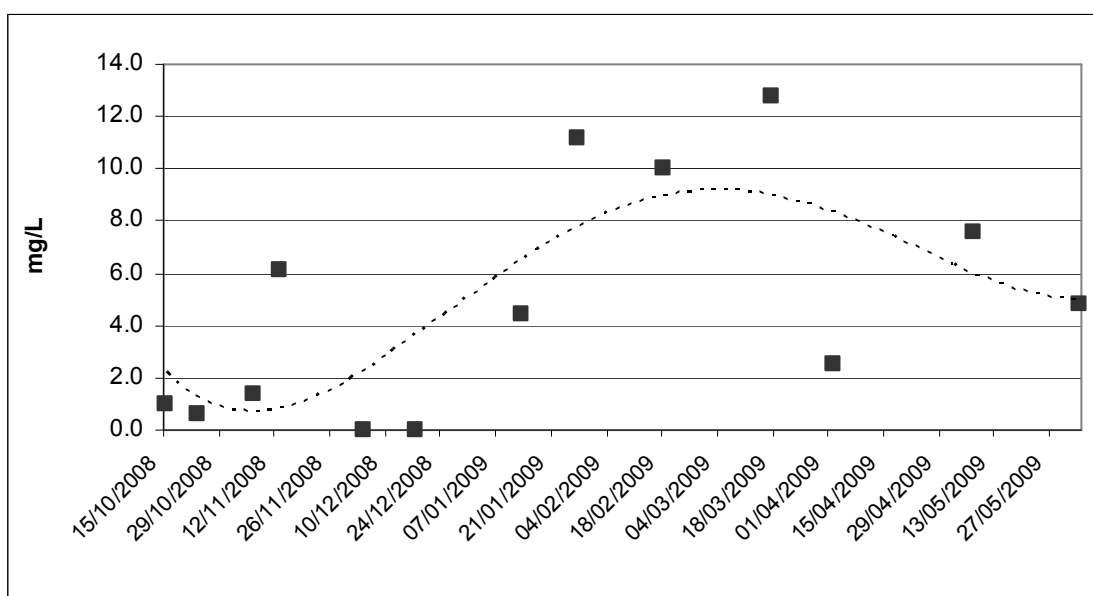


Figura 22: Resultados de nitrato obtidos no esgoto afluyente.

5.7.2- Etapas do tratamento

A remoção do nitrogênio prevista em projeto deveria ocorrer em duas etapas. Na primeira o nitrogênio amoniacal é convertido em nitrato (nitrificação) no valo de oxidação. Parcela do nitrato a uma razão de 400% é recirculada junto com o lodo biológico do fundo do decantador para o reator anóxico onde é misturado com o esgoto bruto. Nesta unidade deveria ocorrer a conversão do nitrato em nitrogênio gasoso (desnitrificação) em ambiente sem oxigênio (anóxico).

Foram feitas análises de nitrogênio amoniacal na água de reúso obtendo-se resultados menores que 0,01 mg/L, abaixo do Limite de Quantificação (LQ) do método utilizado. Considerando que o valo de oxidação operou com alto OD (média acima de 4 mg/L) e idade do lodo elevadíssima (acima de 30 dias), conclui-se que a nitrificação do nitrogênio amoniacal foi total, ou seja, o nitrato era a forma principal de nitrogênio na água de reúso.

Para melhor avaliação do comportamento do processo de desnitrificação dividiu-se o período de monitoramento em etapas de menor duração, como segue:

- O primeiro período (P1) compreendeu o mês de outubro a coleta de 13/11/2008, quando o reator anóxico estava operando com TRH de 1h55min e a concentração de nitrato no esgoto bruto ficou na média em 1,9mg/L.
- O segundo período (P2) compreendeu o intervalo após a coleta de 13/11/08 até a coleta de 13/01/09, quando foi feito teste com a redução do volume do reator anóxico de 28,8m³ para 20m³ e conseqüentemente diminuindo o tempo de retenção hidráulico em 37minutos, de 1h55min para 1h18min.
- Já o período (P3) é referente aos últimos meses do monitoramento, a partir do período (P2) até o final, quando a concentração de Nitrato no esgoto bruto ficou em média 8,2 mg/L.

A Figura 23 apresenta os valores médios obtidos em cada período.

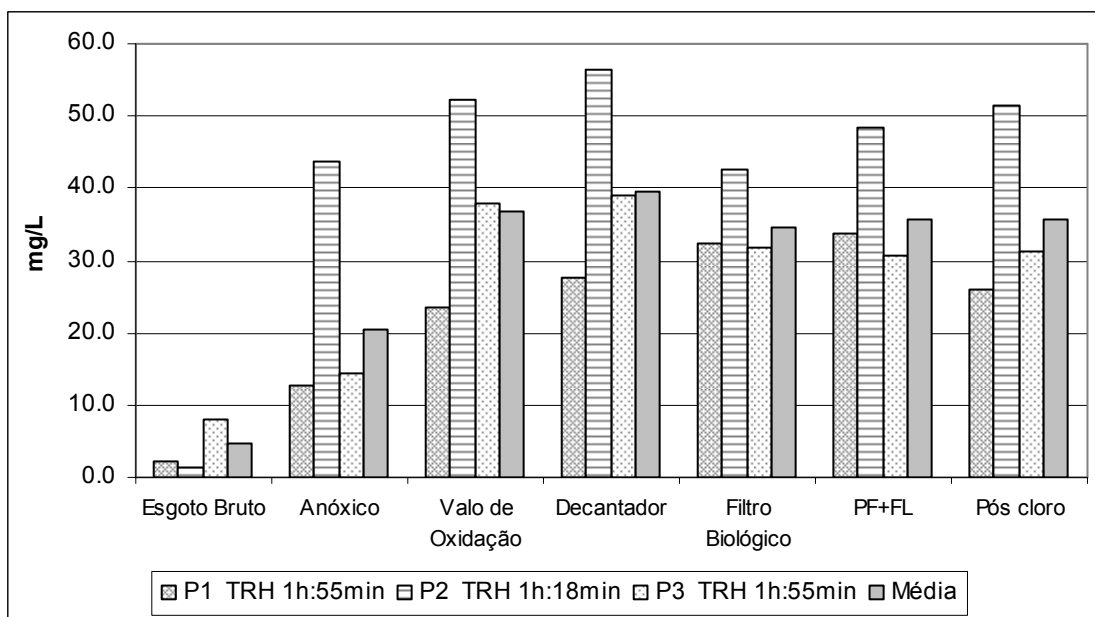


Figura 23: Valores médios para nitrato obtidos ao longo do tratamento.

O valor médio de nitrato do esgoto bruto foi de 4,8 mg/L. Nota-se que o resultado de nitrato aumentou no efluente do reator anóxico, quando o TRH diminuiu para 1h18min. A média neste período ficou em 43,6 mg/L contra a média de 13,6 mg/L com o reator operando com TRH de 1h55min, portanto a diminuição em 37 minutos do TRH implicou em aumento superior a 3 vezes na concentração do nitrato efluente do reator anóxico.

A partir do efluente do valo de oxidação, a concentração de nitrato manteve-se no mesmo patamar em todas as unidades subsequentes ficando na média em 36,4 mg/L com desvio padrão de 1,88 mg/L. Portanto, as etapas seguintes não apresentaram qualquer remoção de nitrato. A etapa do filtro biológico poderia ser incrementada com a introdução de plantas na camada de pedras buscando remoção de nitrogênio e fósforo pela atividade vegetal.

Era esperado que houvesse concentração de nitrato no efluente, já que a desnitrificação completa não é possível no modelo adotado, porém o desejado seria que ficasse abaixo de 10 mg/L.

Possíveis alternativas de solução dentro do modelo adotado seriam:

- Introduzir recirculação do valo de oxidação para o reator anóxico (voltando maior quantidade de nitrato a fase anóxica), combinado com aumento de volume de armazenamento da fase anóxica para garantir TRH de 5 horas, conforme proposto por HAANDEL & MARAIS (1999).
- Controle da alcalinidade, no reator anóxico e no valo de oxidação, para verificar se atende aos requisitos de necessários.

Outra alternativa seria mudar o modelo de pré-desnitrificação adotado, como:

- Introduzir zona anóxica dentro do valo de oxidação, ou;
- Operar valo de oxidação para nitrificação/desnitrificação simultâneas.

O próprio limite de 10 mg/L estabelecido como água de reúso Classe 1 para uso em descarga de vasos sanitários pode ser questionado. Conforme consta no manual intitulado “Conservação e Reúso da Água em Edificações” (ANA, 2005), a imposição deste limite visa evitar o crescimento de microrganismos nas tubulações ou o aparecimento de manchas nos vasos sanitários, sobre os quais se fazem os seguintes comentários:

- Não foi notado crescimento de microrganismos (limo). Supõe-se que seja evitado pelo cloro residual presente água de reúso e também devido ao fato das águas em vasos sanitários terem rápida circulação;
- Não foi observado surgimento de manchas nos vasos sanitários, apesar de serem brancas;
- Todo sanitário normalmente é limpo por pessoal de limpeza para garantir o bom aspecto do local.

Portanto, não se julga coerente impor um limite de concentração de nitrato equivalente ao da água potável para uso em descarga sanitária. Em outras referências este parâmetro sequer é citado como limitante.

5.7.3- Eficiência de desnitrificação

Considerando que a vazão afluyente ao reator anóxico é proveniente do esgoto bruto e do retorno do lodo, calculou-se a concentração afluyente de nitrato a partir da média ponderada de ambos, conforme apresentado no Quadro 15. Os dados mostram que houve desnitrificação. A remoção foi calculada pela diferença entre a concentração de nitrato afluyente e efluente do reator anóxico.

Quadro 15: Concentração e remoção de nitrato no reator anóxico.

Etapas Avaliadas	Esgoto Bruto	Valo de Oxidação	Afluyente Anóxico	Efluente Anóxico	Remoção	
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	%
P1 TRH 1h55min	2,3	23,4	20,17	12,7	7,47	37,03
P2 TRH 1h18min	1,5	52,2	44,41	43,6	0,81	1,83
P3 TRH 1h55min	8,2	37,9	33,38	14,3	19,08	57,31

Nota-se que o reator anóxico está removendo nitrato, mas em quantidade insuficiente e com baixa eficiência. HAANDEL & MARAIS (1999) comentam que se depois da nitrificação o processo de desnitrificação se desenvolve eficientemente, o teor de nitrogênio dissolvido no efluente final será baixo, menor que 5 mg/L, sendo possível observar uma eficiência de remoção de 90 a 95% do nitrogênio no efluente.

5.8- Coliformes Totais

Na Figura 24 nota-se que o resultado médio de contagem de coliformes totais no esgoto bruto foi de $6,55 \times 10^7$ NMP/100mL, valor típico para esgoto sanitário. No efluente do filtro biológico a contagem média encontrada foi $4,10 \times 10^5$ NMP/100mL, uma redução de 99,37% (Figura 25) na etapa biológica do tratamento. No efluente do filtro lento o resultado médio foi de $6,39 \times 10^4$ NMP/100mL, com redução de 85,99%.

O efluente do equipamento de desinfecção por UV apresentou redução de 99,96% de remoção de coliformes totais e a contagem média de 17,4 NMP/100mL.

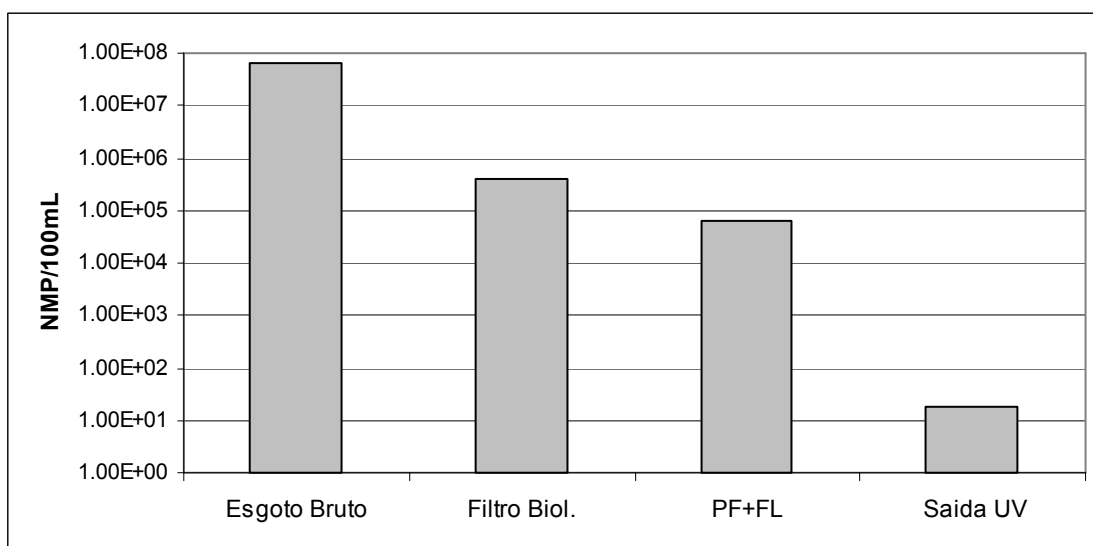


Figura 24: Resultados médios de coliformes totais obtidos ao longo do tratamento.

Cabe ressaltar que a recomendação de limpeza mensal das lâmpadas não foi seguida, só ocorrendo pela primeira vez após cerca de 6 meses em operação. Existem equipamentos com limpeza automática que mantêm as lâmpadas constantemente limpas, porém seu custo é alto comparado com os modelos sem esta facilidade (cerca de 3 a 4 vezes mais caros).

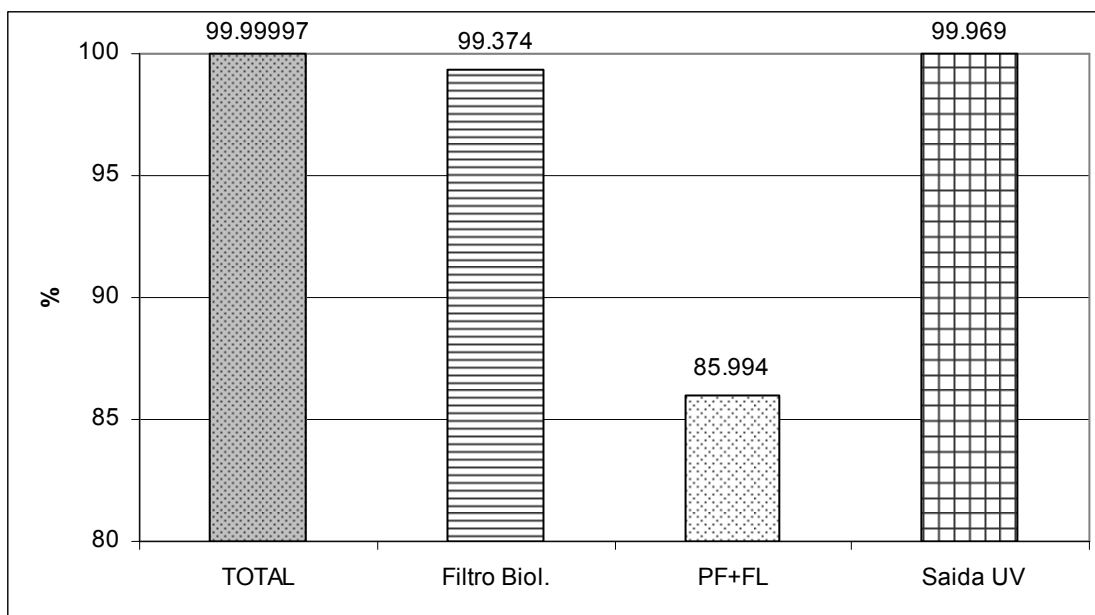


Figura 25: Remoção de coliformes totais obtidos ao longo do tratamento.

Não foi coletada amostra para contagem de coliformes após cloração, o esperado seria que não fossem detectados, ficando de acordo com o preconizado na Classe 1 de reúso (ANA, 2005). Já a tabela comparativa de valores apresentada por GONÇALVES (2006) mostra referências de valores variando de 2,2 a 200 NMP/100mL.

Em GONÇALVES (2006) também é citado um estudo promovido por ORNELAS (2004) em que a contagem de coliformes totais encontradas em vasos sanitários típicos de *shopping centers*, abastecidos com água da rede pública, chega a atingir valores de de 10^3 a 10^5 UFC/100mL.

Entende-se o vaso sanitário como local com potencial de contato direto, porém o limite imposto não pode ser maior do que já ocorre em situação normal de uso. Assim acredita-se que tem de haver a presença de um sistema de desinfecção eficiente e mantido cloro residual na linha de distribuição para minimizar risco da presença de microrganismos patogênicos na armazenagem e rede de distribuição, já que no ponto final pode haver contaminação decorrente do próprio uso.

5.9- *E.coli*

Na Figura 26 nota-se que o resultado médio de contagem de *E.coli* foi de $9,29 \times 10^6$ NMP/100mL. No efluente do filtro biológico a contagem média encontrada foi $3,40 \times 10^4$ NMP/100mL, uma redução de 99,63% na etapa biológica do tratamento. No efluente do filtro lento o resultado médio foi de $3,73 \times 10^3$ NMP/100mL, com eficiência de 90,06% de redução.

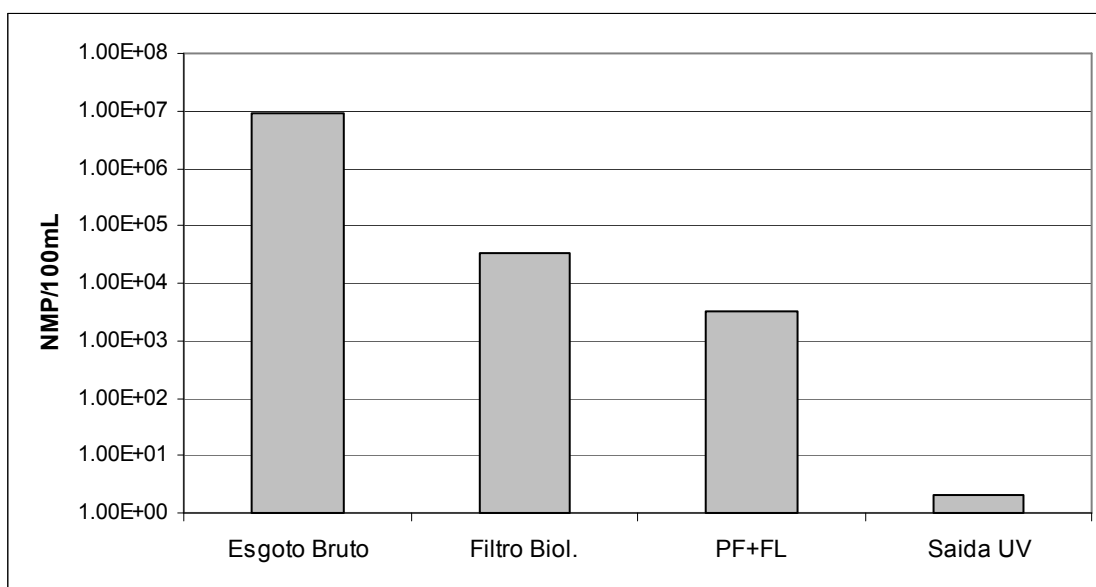


Figura 26: Resultados de *E.coli* obtidos ao longo do tratamento.

O efluente de saída do equipamento de desinfecção por UV apresentou redução de 99,93% de remoção de *E.coli*, com contagem média de 1,54 NMP/100mL no efluente. Também não foi coletada amostra para contagem de *E.coli* após cloração. Para os resultados de remoção de *E.coli* fica válida a mesma observação relativa a limpeza das lâmpadas da desinfecção UV. Não é mencionado padrão de referência para contagem de *E.coli* na água de reúso. Na resolução CONAMA nº 274, é estabelecido o limite de 200NMP/100mL para contato primário.

5.10- Oxigênio Dissolvido (OD)

O Oxigênio Dissolvido (OD) foi medido em todas as etapas do tratamento para avaliar o comportamento dos resultados ao longo do tratamento. Os resultados médios estão apresentados na Figura 27.

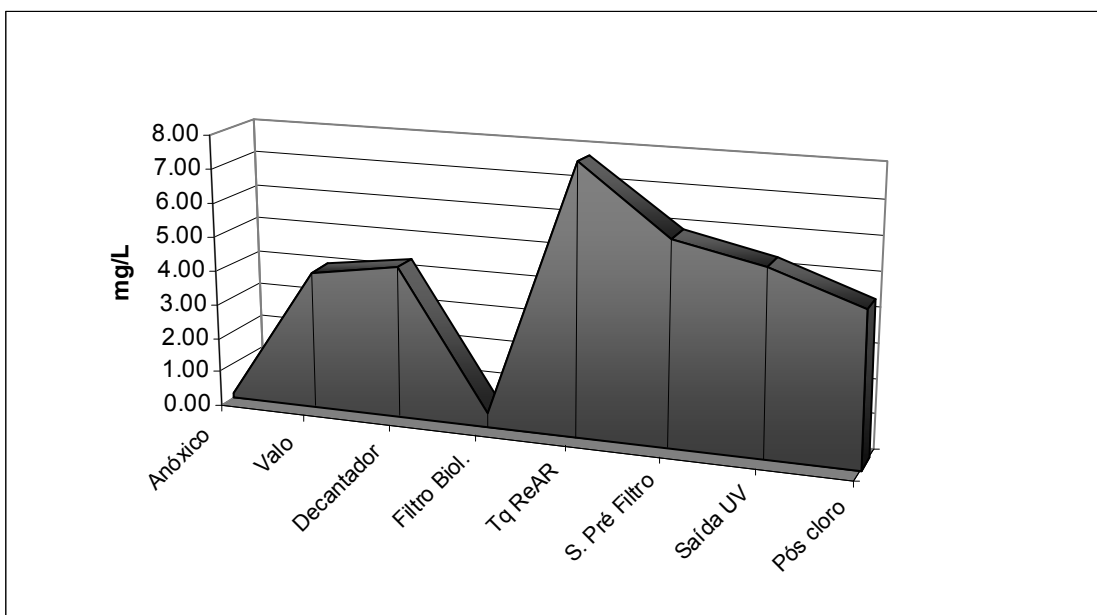


Figura 27: Valores médios para OD obtidos ao longo do tratamento.

No reator anóxico a média ficou em 0,12 mg/L, dentro do esperado para ocorrência de desnitrificação ($< 0,2$ mg/L). No valo de oxidação a média ficou em 4,14 mg/L, também dentro do esperado para ocorrência de nitrificação. O efluente do decantador o OD ficou similar ao do valo de oxidação, com média de 4,41 mg/L. Na seqüência ocorre significativa queda do OD dentro do filtro biológico, obtendo-se na média 0,35 mg/L no efluente.

No tanque de re-aeração a média sobre para 7,81 mg/L e a partir de então vai diminuindo gradativamente chegando a 5,91 mg/L e 5,34 mg/L no efluente do pré-filtro

e efluente do UV, respectivamente. Após a dosagem de hipoclorito de sódio, no ponto de reúso a média dos resultados do OD foi de 4,45 mg/L. Como comparativo fez-se algumas leituras para OD na água potável no ponto de uso (torneira) obtendo-se na média 5,23 mg/L.

Durante cerca de 40 dias (19/12/08 a 27/01/09), período correspondendo a duas amostragens, o aerador do tanque de re-aeração ficou desligado. O objetivo era avaliar sua influência sobre a qualidade da água. Com o aerador ligado a redução média de DQO era de 20%, incluindo também as etapas de PF+FL e nas duas coletas com o aerador desligado a redução média foi de 5%, todavia seriam necessárias mais amostragens para uma análise mais conclusiva, conforme pode ser observado nas planilhas de resultados apresentadas no Apêndice A. Houve também a queda do OD no efluente, conforme apresentado na Figura 28. Não foram detectados odores ou qualquer outra alteração mais significativa na qualidade da água.

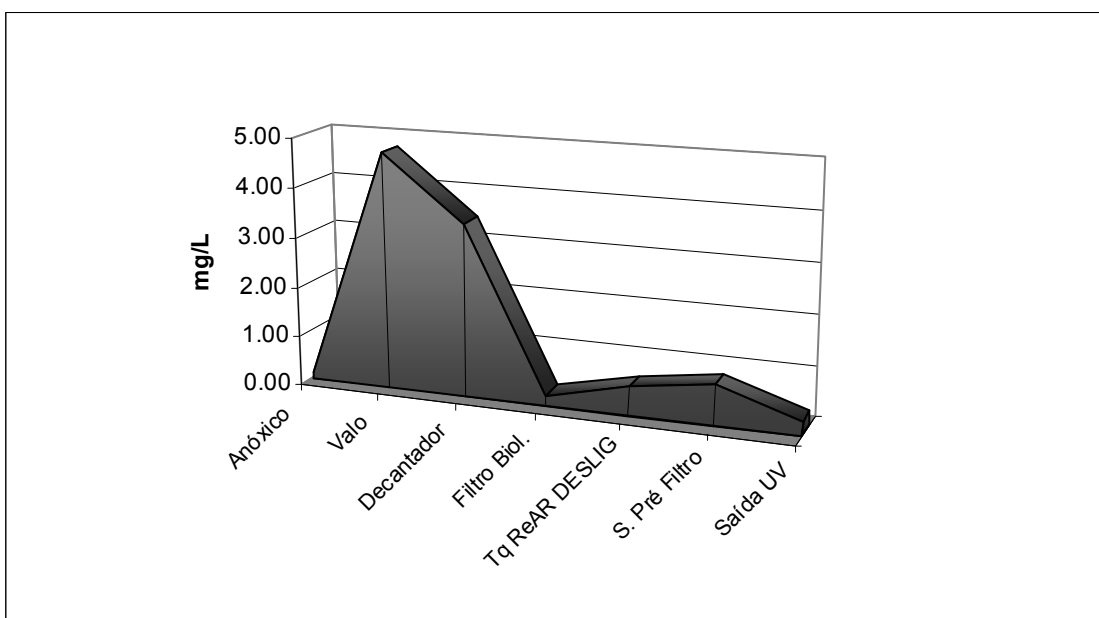


Figura 28: Valores médios para OD obtidos com tanque de re-aeração desligado.

Nota-se que o resultado médio da saída do OD do efluente do tanque de re-aeração com aerador desligado foi de 0,59 mg/L passando na seqüência à 0,82 mg/L e 0,29 mg/L no efluente do pré-filtro e efluente do UV, respectivamente.

5.11- Temperatura

Pode-se observar na Figura 29 os valores médios de Temperatura encontrados em cada etapa do tratamento. A temperatura média no reator anóxico foi de 23,6°C reduzindo para mesma temperatura de 22,4 °C no valo de oxidação e no decantador secundário. A partir de então os resultados encontrados mostram tendência de elevação de temperatura subindo para 23,3 °C no filtro biológico, 23,7 °C no tanque de re-aeração, 23,9 °C no pré-filtro e 24,3 após a desinfecção UV. No ponto de consumo da água de reúso (pós cloro) a temperatura ficou em 24,4 °C.

Ao longo das medidas constatou-se que o UV interfere na medida da sonda. Quando se ligava e desligava o equipamento a temperatura variava instantaneamente 0,2 °C.

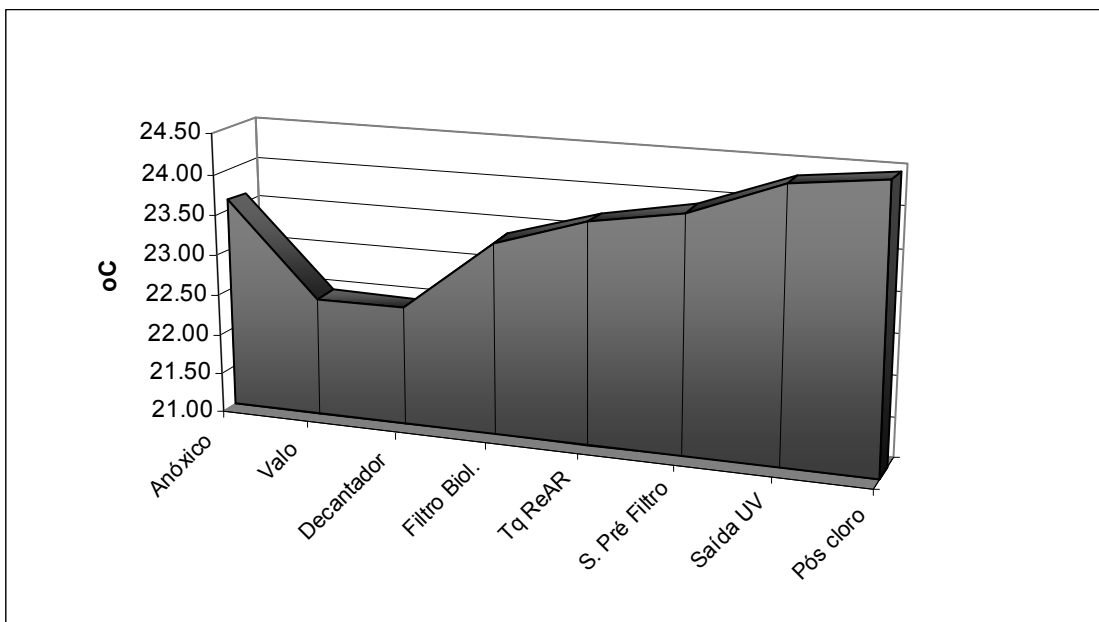


Figura 29: Valores médios para Temperatura obtidos ao longo do tratamento.

5.12- Considerações especiais sobre o filtro biológico

Com a finalidade de aprofundar a avaliação sobre o filtro biológico foram realizadas coletas parciais ao longo do comprimento do filtro biológico na última amostragem realizada em junho, após 16 meses de sua entrada em operação. Além da entrada e saída (30m), foram coletadas amostras a 10m e 20m da entrada. Na ocasião já se notava acúmulo de lodo nas proximidades da entrada do filtro conforme por ser observado na Figura 30, dificultando o fluxo hidráulico neste trecho. Na mesma figura se observa também o primeiro ponto de coleta parcial realizado a 10m da entrada. Os resultados das remoções percentuais obtidos em cada trecho estão apresentados na Figura 31.



Figura 30: Aspecto do filtro biológico após 16 meses de operação.

A descarga de fundo do filtro biológico foi instalada junto da tubulação de saída. Em algumas oportunidades esta descarga foi acionada para verificar qualidade da água e apresentou as mesmas características da saída do filtro. Visualmente também não se notou sólidos aderidos nas pedras a 20m da entrada. Já na coleta realizada a 10m da

entrada era possível visualizar claramente sólidos aderidos nas pedras. Os resultados indicam que a descarga de fundo deveria estar instalada no trecho próximo a entrada para ser eficiente na retirada de lodo em excesso, que acumula nesta região.

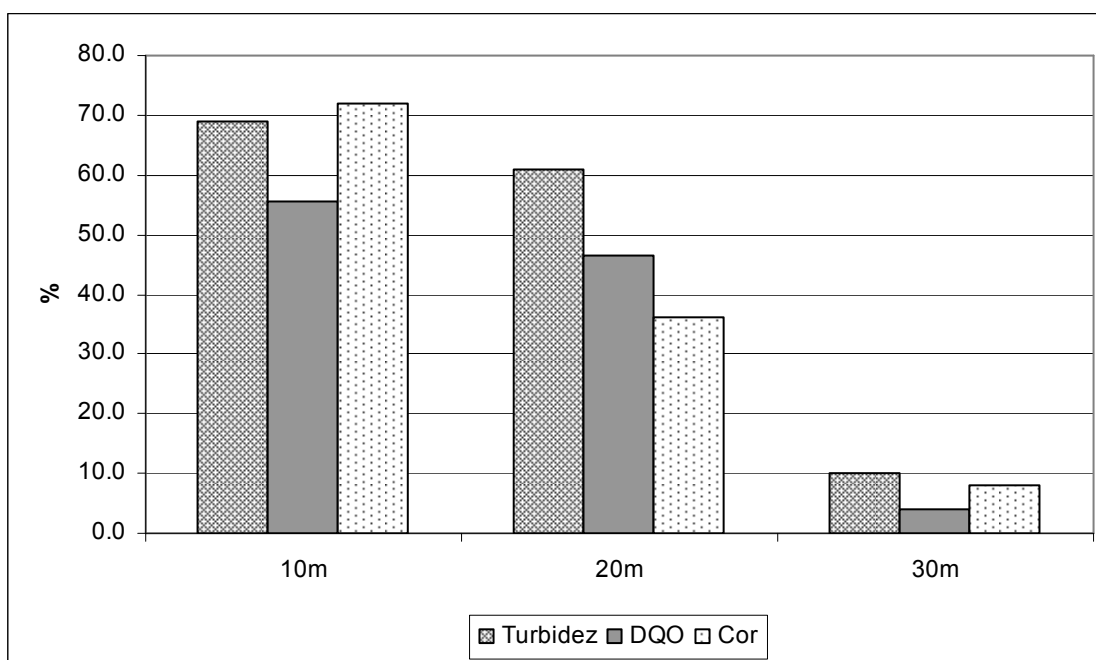


Figura 31: Remoção percentual ao longo do filtro biológico.

Na Figura 31 é possível observar o perfil de remoção de turbidez, cor aparente e DQO ao longo no comprimento do filtro biológico. Nota-se que os maiores percentuais de remoção estão nos primeiros 10 m do filtro biológico, chegando a 69%, 55% e 72% para turbidez, DQO e cor, respectivamente. No segundo trecho as remoções percentuais caem para 61%, 46% e 36% e no último trecho para 10%, 4% e 8%, respectivamente para turbidez, DQO e cor.

O TRH durante o período avaliado foi de 1,8 dias, todavia na amostra parcial coletada a 20 m da entrada, com TRH aproximado de 1,2 dias, já havia ocorrido as reduções mais significativas. Na amostra coletada a 10 m da entrada com TRH aproximado de 0,7 dias (simulada se dimensionado como filtro anaeróbio conforme NBR13.969) os resultados ainda não atenderiam aos parâmetros propostos.

5.13- Comparação dos valores obtidos com referências

O Quadro 16 apresenta um comparativo dos valores médios obtidos de parâmetros presentes somente no padrão de reúso Classe 1 (ANA, 2005). Nota-se que os valores obtidos para cor, nitrato, fósforo total e sólidos dissolvidos totais (SDT) ficaram acima do recomendado por esta literatura sobre os quais se faz as seguintes considerações:

- O limite SDT até 500mg/L trata-se de uma recomendação para lavagens de roupas e veículos, onde a água não foi utilizada neste caso.
- Os valores de nitrato e fósforo total cuja limitação de concentração foi proposta para “evitar proliferação de algas e filmes biológicos” não foi identificado durante o período monitorado;
- A cor se mostrou o parâmetro mais sensível em termos da percepção dos usuários, conforme já comentado.

Quadro 16: Comparativo dos resultados médios obtidos com padrão Classe 1.

Parâmetros	Água Reúso	Classe 1
pH ¹	7,41	Entre 6,0 e 9,0
Cor	26,7 mgPtCo/L	≤ 10 UH
O&G ¹	< 2 mg/L ²	≤ 1 mg/L
Compostos Organicos voláteis ¹	< 0,05 mg/L ²	Ausentes
Nitrato	30,2 mg/L	< 10 mg/L
Nitrogênio Amoniacal ¹	< 0,01 mg/L ²	≤ 20 mg/L
Nitrito ¹	0,014 mg/L	≤ 1 mg/L
Fósforo Total ¹	1,43 mg/L	≤ 0,1 mg/L
Sólidos Dissolvidos Totais ¹	711 mg/L	≤ 500 mg/L

¹- Resultados médios obtidos a partir dos dados apresentados no Apêndice E

²- Limite de quantificação do método utilizado

O Quadro 17 apresenta um comparativo dos valores médios obtidos com o padrão de reúso Classe 1 (ANA, 2005) e outras referências nacionais e internacionais. Nota-se que apenas o valor da turbidez atendeu ao disposto na Classe 1 e aos critérios de Japão, Estados da Califórnia, Florida, Washington e região sul da Austrália. Já para a proposta Canadense, *Guideline* da Alemanha, OMS e referências nacionais os valores médios obtidos atendem ao disposto para descarga em vaso sanitário.

Quadro 17: Comparativo do resultado médio do efluente final com referências.

Referências	Coliformes Totais (NMP/100mL)	DBO (mg/L)	SST (mg/L)	Turbidez (NTU)
Valor médio obtido Antes da cloração	17,4 (méd) < 10 (73%)	14,4 ¹	14,6 ¹	0,92
Classe 1 (ANA, 2005)	Não Detectável (ND)	10	5	2
Japão	10	10	--	--
Califórnia	2,2 (méd) 23 (máx)	--	--	2 (méd) 5 (máx)
Florida	ND <i>C. Fecais</i> (75%) 25 <i>C. Fecais</i> (máx)	20	5	--
Washington	2,2 (méd) 23 (máx)	30	30	2 (méd) 5 (máx)
Austrália (região Sul)	10	20	10	2 (méd) 5 (máx)
Proposta canadense	200	30	30	5
Alemanha <i>Guideline</i>	500	20	30	1 - 2
OMS <i>Guideline</i>	200	--	--	--
Res. CONAMA nº 274 <i>Contato primário</i>	250 <i>C. Fecais</i>	--	--	--
Classe 3 NBR 13.969	500 <i>C. Fecais</i>	--	--	10

¹ - Resultados médios obtidos a partir dos dados apresentados no Apêndice E

5.14- Proposição de parâmetros para reúso em descarga de vaso sanitário

Quando é feita a opção de se utilizar da água de reúso, para uma finalidade qualquer, o gerador do insumo torna-se responsável pela garantia do fornecimento e da qualidade da mesma. Portanto, um sistema de monitoramento é importante para segurança do usuário. Para que o monitoramento seja viável é necessário determinar parâmetros chave que devem ser avaliados com maior frequência, pois se entende que uma lista extensa de parâmetros gera análises dispendiosas e demoradas, que pode limitar sua execução.

O reúso em vaso sanitário é de uso comum a grande número de usuários, a *priori*, a todos que têm sanitários, mas torna-se mais interessante quando o volume a ser reutilizado é maior, gerando por consequência maior economia de gastos com a água.

Portanto, propõe-se que o reúso em vaso sanitário tenha uma classificação específica, não relacionada a outros usos, para servir de referência a todas as categorias de usuários e permitir sua ampla aplicação. Os parâmetros e limites propostos estão apresentados no Quadro 18.

Para determinação dos parâmetros propostos partiu-se das seguintes critérios:

- Não requerer equipamentos sofisticados de avaliação;
- Metodologia simples de coleta e de avaliação rápida;
- Análises de baixo custo para incentivar o monitoramento freqüente;
- Parâmetros que não se sobreponham.

Para determinação dos limites aos parâmetros propostos partiu-se das seguintes critérios:

- Não sejam rigorosos demais a ponto de inibir a prática, mas que ao mesmo tempo garantam a segurança do usuário;
- Não sejam mais rigorosos que os estabelecidos na legislação para água potável;
- Valores passíveis de serem atingidos com tratamentos convencionais.

Justificativa dos parâmetros propostos:

- **DQO**

Propõe-se a DQO como medida da concentração de material orgânico em vez da DBO. A justificativa básica é a rapidez da obtenção do resultado, o valor do teste pode ser obtido em poucas horas, sendo eficiente como parâmetro de controle operacional e de aferição da qualidade da água, permitindo tomada de ações corretivas, se necessário. É um fator importante em sistemas de reúso onde circuito da água é curto e a circulação rápida nos pontos de consumo. Outro aspecto em termos de metodologia de análise é que a precisão da DQO é maior que a DBO, pois a oxidação da matéria orgânica é total, menos sujeita a variações de procedimentos. Por outro lado o parâmetro DQO acusa também resíduos não biodegradáveis ou lentamente biodegradáveis. A relação DQO/DBO apresentou valor variando entre um mínimo de 2,14 e um máximo de 3,47, quando as amostras foram analisadas no mesmo laboratório. Estima-se, portanto que no caso de esgoto sanitário tratado o valor de DQO proposto deve representar uma DBO entre 10 e 20 mg/L, para as condições desta pesquisa.

- **pH**

São os limites da resolução Conama nº 357 para águas superficiais Classe 1. Apenas propõe-se a redução do valor máximo de 9,0 para 8,0 para atender a a portaria 518 que recomenda que a cloração seja realizada em pH inferior a 8,0.

- **Cor**

Limite para Padrão de aceitação para consumo humano da Portaria MS 518.

- **Turbidez**

Limite de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção após filtração lenta da Portaria MS 518. Baixo valor de turbidez favorece os processos de desinfecção e limita o valor dos sólidos em suspensão.

- **Cloro residual**

Propõem-se conforme estabelecido no Art. 13 da Portaria MS 518, após a desinfecção (independente do processo utilizado), um teor mínimo de cloro residual livre de 0,5mg/L, acrescentando que o ideal seria ter este valor na saída das caixas de distribuição. Valor maior que 1,5mg/L já seria água hiperclorada.

- **Coliformes totais**

Espera-se evidentemente que a desinfecção do tratamento utilizado seja eficiente, todavia considera-se impor um padrão de não detectável para coliformes totais como rigoroso demais para esta finalidade de reúso, pois como já citado, é natural que se encontre coliformes na água do selo hidráulico decorrente da própria contaminação dos vasos sanitários. O limite de 10NMP/100mL atende ao regulamentado em diversos outros países, já sendo muito mais rigoroso que o proposto da NBR 13969 e que estabelecido na resolução Conama nº 274 para contato primário.

- **Requisitos mínimos de tratamento**

A seqüência de tratamento segue ao recomendado em diversos estados dos EUA e deverá ter eficiência capaz de atender aos parâmetros propostos.

Quadro 18: Proposta de valores para água de reúso em vaso sanitário.

Parâmetros	Água Reúso
DQO	< 40 mg/L
pH	6,0 a 8,0
Cor	< 15 UH
Turbidez	< 2 NTU
Cloro residual	0,5 a 1,5 mg/L
Coliformes Totais	< 10 NMP/100mL
Requisitos mínimos de tratamento	Secundário Filtração Desinfecção

5.15- Viabilidade financeira do sistema de tratamento

5.15.1- Custo de Implantação

O custo de implantação da ETE foi dividido em duas partes, conforme apresentado no Quadro 19. O tratamento secundário entende-se como o investimento necessário caso o esgoto fosse tratado para lançamento em corpo receptor e o polimento para reúso o adicional de valor gasto para condicionar o efluente tratado para reaproveitamento. Nota-se que neste caso o investimento para reúso correspondeu a 50% do valor total gasto.

Quadro 19: Custos de implantação da ETE.

<u>Tratamento secundário</u>	
○ Materiais e Obras civis	R\$160.000
○ Equipamentos	<u>R\$90.000</u>
○ Sub total	R\$250.000
<u>Polimento para reúso</u>	
○ Materiais e Obras civis	R\$225.000
○ Equipamentos	<u>R\$25.000</u>
○ Sub total	R\$250.000
<u>TOTAL</u>	R\$500.000

Obs: Custo base 2008.

5.15.2- Custo de Operação

O custo de operação também foi dividido entre o valor gasto relativo ao tratamento secundário e o polimento para reúso, conforme apresentado no Quadro 20.

Considerando um volume médio de esgoto tratado de 1100m³/mês obtêm-se o custo de R\$1,59 por m³ de efluente tratado a nível tratamento secundário somado ao valor gasto de R\$0,63 por m³ do adicional para reúso, resulta no custo total de R\$2,22 por m³ de efluente final tratado.

Cabe ressaltar apenas cerca de 30% do volume total tratado para reúso está sendo efetivamente utilizado.

Quadro 20: Custo mensal de operação do sistema de tratamento.

Descrição	Tratamento secundário	Polimento para reúso
Energia Elétrica	R\$1000	R\$200
Mão de Obra ¹	R\$200	R\$200
Análises Laboratoriais	R\$200	R\$200
Manutenção ²	R\$350	R\$100
Sub total	<u>R\$1.750</u>	<u>R\$700</u>
TOTAL MENSAL	R\$2.450,00³	

Observações:

¹- Um funcionário dedica 1 hora por dia em média, totalizando 25 horas por mês para verificações de rotina da operação da ETE. Foi considerado custo de R\$16,00 /hora homem.

²- Já considerado o descarte de lodo excedente no tratamento secundário e troca anual das lâmpadas UV e mantas dos filtros no polimento para reúso.

³- Valores base 2009.

5.15.3- Cálculo de retorno do investimento

Neste caso particular da empresa Emicol, necessariamente teria de haver alguma alternativa para disposição, já que não existia corpo receptor nas proximidades e não seria possível a infiltração do volume total de esgotos no solo. Assim quando da implantação do projeto foi comparado com o custo de execução de elevatória e de rede coletora para destinar os esgotos ao serviço municipal, benfeitorias que teriam de ser doadas a esta autarquia. A ETE não seria construída se optado pela construção de elevatória e rede coletora. O Quadro 21 apresenta os custos comparativos.

Quadro 21: Comparativo de implantação e operação da ETE versus rede coletora.

IMPLANTAÇÃO	
Obra	Custo
Implantação ETE	R\$500.000
E.E. + 2km de rede	R\$300.000
Diferença	R\$200.000
OPERAÇÃO	
Comparativo	Custo
Operação ETE	R\$2.450
Descarte rede (R\$7,05/m ³)	R\$7.750
Diferença	R\$5.300/mês

Obs: Custo base 2008.

Foi considerado um volume médio de 1100m³ de esgotos que seriam lançados ao mês. Portanto, o retorno de investimento sem considerar custo financeiro, seria a diferença do custo de implantação dividido pela economia mensal, resultando em um período de 38 meses. Notar que caso fosse considerado também o custo da água consumida (inexistente até 2009) e o gasto com energia elétrica da estação elevatória o período de retorno seria menor.

VI- Comentários

- Com a entrada em operação das medidas de conservação e reúso, o consumo de água foi reduzido de 79 L/funcionário/dia para 35 L/funcionário/dia, uma redução total de 55% no volume de água utilizada por funcionário. No volume total houve uma redução de 50% na captação de água potável apesar do número de funcionários ter aumentado em 15% no período.
- Além da redução do volume captado dos poços, houve grande redução no volume e na melhora da qualidade do efluente final infiltrado no solo.
- O tratamento secundário por valos de oxidação, utilizando os Aeradores Cachoeira atendeu as expectativas de resultados, mantendo eficiência média acima de 92% de redução para DQO e cor aparente e total nitrificação do nitrogênio presente.
- O decantador secundário operou satisfatoriamente cumprindo as funções de sedimentar e adensar o lodo quando das operações de descarte. Não ocorreu flotação de lodo apesar do elevado TRH.
- O filtro biológico apresentou satisfatória eficiência na remoção de DQO (52%), cor aparente (66%), turbidez (92%) e reduziu em 2 log a contagem para coliformes totais e *E.coli* . Não apresentou remoção de nitrato e o OD do efluente ficou baixo.
- O valor da turbidez (< 2 NTU) e juntamente com o valor de DQO (< 40 mg/L) do efluente do filtro biológico atenderiam aos novos padrões propostos neste estudo para água de reúso em descargas sanitárias, desde que providenciado sistema de desinfecção adequado e cloração para redução de cor.

- A saturação de OD no tanque de re-aeração melhora sensivelmente a remoção de DQO, além de manter a água de reúso com OD similar ao água potável.
- No PF+FL a redução obtida para DQO (17%) ficou abaixo do esperado em relação ao citado na referência bibliográfica. A contagem de coliformes totais e *E.coli* reduziu em 1 log, significando uma remoção de 84% e 90% respectivamente.
- A turbidez foi reduzida em 25% no Pré-filtro e 33% no filtro lento, porém o valor afluente já estava abaixo de 2 NTU. São unidades adicionais que contribuem para estabilidade e segurança na qualidade do efluente final.
- A desinfecção por UV mostrou-se eficiente na inativação de coliformes totais e *E.coli*, todavia a manutenção de limpeza das lâmpadas se mostra fundamental para boa eficiência do equipamento. Não deixa residual desinfetante, portanto é necessária a utilização de desinfetante secundário.
- A remoção de nitrato não foi satisfatória possivelmente devido ao baixo TRH no reator anóxico e ao retorno insuficiente de nitratos para zona anóxica, porém não se mostrou limitante ao reúso em vaso sanitário.
- A redução de cor aparente decorrente da dosagem de hipoclorito de sódio chegou a superar 86% em alguns casos, mas em outros não passou de 20%. Na média o valor obtido de 25 UH ficou perceptível no vaso sanitário branco e acima do limite proposto de 15 UH.
- É necessário regulamentar os padrões de qualidade, com parâmetros fáceis de monitorar e que garantem a segurança do usuário, para incentivar ou mesmo tornar obrigatório, a utilização em larga escala da água de reúso em descarga de vaso sanitário.
- O custo operacional do tratamento secundário ficou em R\$1,59/m³, somado ao adicional gasto no polimento do efluente tratado para reúso (R\$0,63/m³) resultou no custo total de R\$2,22/m³ do efluente final, justificando favoravelmente o investimento realizado na ETE em relação aos custos de construção e lançamento em rede coletora.

VII- Conclusões

O sistema de tratamento atendeu a hipótese inicial do trabalho, produzindo água de reúso com qualidade segura para utilização em diversas finalidades. O fato da água de reúso ter sido utilizada em descarga de vaso sanitário foi uma das formas de avaliar a qualidade do efluente final e culminou com a proposição de um conjunto parâmetros para controle de qualidade da água de reúso em bacias sanitárias.

Destacam-se os seguintes pontos positivos do tratamento:

- Alta eficiência na remoção de DQO, turbidez e microrganismos patogênicos;
- Simplicidade da operação e manutenção;
- Baixo consumo de energia;
- Custo economicamente viável da água de reúso.

Pontos que precisam ser melhorados:

- Custo de implantação do polimento para reúso;
- Remoção de nitrato, porém não se mostrou limitante ao reúso utilizado;
- Remoção de cor, aspecto objetável pelos usuários;
- Acúmulo de lodo no filtro biológico, descarga de fundo na entrada.

VIII- Referências Bibliográficas

1. ANA, Agência Nacional de Águas, FIESP & SindusCon. Conservação e reúso da água em edificações. Prol Editora Gráfica, São Paulo, junho 2005.
2. ANDRADE NETO, C.O. Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira. Rio de Janeiro: ABES, 1997.
3. ARCEIVALA, S.J. Wastewater treatment and disposal. Marcel Dekker, New York, 1981.
4. ASSALIN, M. R. Aplicação de fotólise e fotocatalise heterogênia na desinfecção de águas contaminadas com *E.coli*. Dissertação Mestrado – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.
5. Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT NB-592 Projeto de Estação de Tratamento de Água. Rio de Janeiro, 1989.
6. BOLTON, J.R. Light compendium-ultraviolet: principles and applications. EPA – Newsletter, n.66, 1999.
7. BRAILE, P.M. & CAVALCANTI, J.E.W.A. Manual de tratamento de águas residuárias industriais. CETESB, São Paulo, 1993.
8. CAMPOS, J. R.; DANIEL, L. A. Fundamentos e Aspectos de Projeto de Sistemas de Desinfecção de Esgoto Sanitário com Radiação Ultravioleta. Revista DAE, n. 163, p. 05-11, jan./fev. 1992.

9. CAMPOS, J. R. (coordenador) Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
10. CAMPOS, L. C.; SU, M. F. J.; GRAHAM, N. .J. D. e SMITH, S. R. Biomass development in slow sand filters. Water Research, 36, 4543-4551, 2002.
11. CAPOZOLI, U. Poluição ameaça água subterrânea em SP. Jornal “O Estado de São Paulo”, 5 de abril de 1998.
12. CORDEIRO, A.C.S.; LEITE, S.G.F.; DEZOTTI, M. – Inativação por oxidação fotocatalítica de *Escherichia coli* e *Pseudomonas aeruginosa*. Química Nova, v.27, n.5, p.689-694, 2004.
13. DA SILVA, M.J.M. Uso da filtração lenta e técnicas de desinfecção para adequação de esgoto sanitário aos padrões de reúso. Dissertação Doutorado – Fac. de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.
14. DANIEL, L. A, (coordenador). Processos de desinfecção de desinfectantes alternativos na produção de água potável. PROSAB 2, São Carlos: ABES, 2001.
15. DATA, M.T., BHARGAVA, D.S. Effects of environmental factors on nitrification during aerobic digestion of activated sludge. Journal of the Institution of Engineering, v.68, n.2, p 29-35, India, Fev 1988.
16. DAUGHTON, C.G.; Environmental stewardship and drugs as pollutants; Lancet; 360; 1035-1036; 2002.
17. DI BERNARDO, L. Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. Rio de Janeiro: ABES, 2 v, 1993.
18. DI BERNARDO, L. Tratamento de Águas de Abastecimento por Filtração em Múltiplas Etapas. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 1999.
19. DINIZ, L. Só 1% das indústrias reutiliza água. Jornal “O Estado de São Paulo”, 05 de janeiro de 2005.

20. DONAIRE, P. P. R. Desinfecção de águas utilizando Radiação Ultravioleta e Fotocatalise Heterogênia. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.
21. EPA, United States Environmental Protection Agency Manual: Nitrogen Control. Technology Transfer, 311p, Cincinnati, 1993.
22. FELIZATO, M. R., ETE CAGIF: Projeto integrado de tratamento avançado e reúso direto de águas residuárias, 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Setembro, 2001 João Pessoa, Brasil.
23. FERRAZ, C. F. e PATERNIANI, J. E. S. Eficiência da filtração lenta em areia e manta não tecida no tratamento de águas de abastecimento para pequenas comunidades. In XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2002.
24. FERRAZ, C.F. Influência da redução da espessura da camada suporte na eficiência da filtração lenta com uso de mantas não tecidas para águas de abastecimento. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.
25. GALVIS, G. & FERNANDEZ, J. Manual de Operación y Mantenimiento de Filtros Gruesos Dinâmicos. Version Preliminar. CINARA, IRCWD, Cali, Colômbia, 1991.
26. GONÇALVES, R. F. (coordenador) Uso Racional da Água em Edificações. PROSAB, Vitória – ES, 2006.
27. GONDIM, J. C. Valos de Oxidação Aplicados à Esgotos Domésticos. São Paulo, CETESB, 1976.
28. GRAY, N. F.. "Biology of Wastewater Treatment". Oxford University Press. New York, US. 1992.

29. HASSEN, A. *et al.* UV disinfection of treated wastewater in a large-scale pilot plant and inactivation of selected bacteria in a laboratory UV device. Bioresource Technology, v. 74, p. 141-150, 2000.
30. HESPANHOL, I. & MIERZWA, J.C. Água na indústria: uso racional e reúso. Oficina de Textos, São Paulo, 2005.
31. HESPANHOL, I. *et al.* Conservação e reúso de água: manual de orientações para o setor industrial. FIESP, São Paulo, 2004.
32. HO, C. H., PITT, P., MAMAI, D., CHIU, C., JOLIS, D. Evaluation of UV disinfection systems for large-scale secondary effluent. Water Research, v. 70, n. 6, Sept/Oct. 1998.
33. JORDÃO, E.P. & PESSOA, C.A. Tratamento de esgotos domésticos. ABES, 4ª Edição, Rio de Janeiro, 2005.
34. KELLNER, E. & PIRES, E.C. Lagoas de Estabilização: projeto e operação. ABES, Rio de Janeiro, 1998.
35. KIVAISI, A.K., The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. Ecological Engineering n.16, p.545-560, 2001.
36. KNIGHT, R. L. Wetlands for wastewater treatment data base. Conferência: 3th International Conference Wetlands in Water Pollution Control, Sydney/Australia, Nov 30-Dec 3, 1992.
37. LAZAROVA, V., JANEX, M.L., FIKSDAL, C., OBERG, C., BARCINA, I. e POMMEPUY, M. Advanced wastewater disinfection technologies: short and long term efficiency. Water Science & Technology, v.38, p.109-117, 1998.
38. MANCUSO, P.C. & SANTOS, H.F. Reúso de água. Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública. Editora Manole, 2003.

39. MERMILLOD-BLONDIN, F.; MAUCLAIRE, L. e MONTUELLE, B. Use of slow filtration columns to assess oxygen respiration, consumption of dissolved organic carbon, nitrogen transformations, and micorbial parameters in hyporheic sediments. Water Research, 39, 1687-1698, 2005.
40. METCALF & EDDY Inc. Wastewater engineering treatment, disposal, reuse. 3ª Edição, Mc Graw-Hill, 1991.
41. METCALF & EDDY Inc. Wastewater engineering treatment and reuse. 4ª Edição, Mc Graw-Hill, 2002.
42. MOTA, S. Reúso de águas: a experiência da universidade federal do Ceará. UFC, Departamento de engenharia hidráulica e ambiental, 2000.
43. MUJERIEGO, R. & ASANO, T. The role advanced treatment in wastewater reclamation and reuse. Water Science Technology, 40 n4-5, p1-9, 1999.
44. NAKHLA, G. e FAROOQ, S. Simultaneous nitrification-denitrification in slow sand filters. Journal of Hazardous Materials, B96, 291-303, 2003.
45. NBR 13969 Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. ABNT, 1997.
46. PATERNIANI, J. E. S. e LONDE, L. R. Filtração lenta para reutilização de água em irrigação. Irriga, 8: (1) 10-20, 2003.
47. PATERNIANI, J. E. S. Utilização de Mantas Sintéticas Não Tecidas na Filtração Lenta em Areia de Águas de Abastecimento. Tese (Doutorado), Escola de Engenharia de São Carlos, USP 1991.
48. PIRES, M. R. Desinfecção de Esgotos com Radiação Ultravioleta: influência de qualidade do efluente e da fotorreativação. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

49. PIRES, M.R. Desinfecção de água para abastecimento com radiação ultravioleta: eficiência bactericida e uma análise econômica e energética. Dissertação de Mestrado Fac. Eng Mecânica, UNICAMP, Campinas, 1997.
50. POVINELLI, J. & BOLLMAN, H.A. Anais: 4º Congresso Brasileiro de Engenharia sanitária e Ambiental. ABES. São Paulo, p 334-350, 1987.
51. QUALLS, R.G., e JOHNSON, J.D. The role os suspended particles in ultraviolet disinfection. Journal Water Pollution Control Federation, v.55, p.1280-1285, 1983.
52. REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. Natural systems for waste management and treatment. 2ª Edição, McGraw-Hill, 1995. 434 p.
53. RIBEIRO, W.C. Água: pensando no futuro. Jornal do CREA São Paulo, julho de 1998.
54. SETTI, A.A. Lima, J.E.F.W., *et al.*, Recursos Hídricos, Introdução ao Gerenciamento de Recursos Hídricos, ANEEL, ANA ,2001.
55. SEDLAK, R. Phosphorous and nitrogen from municipal wastewater: principles and practice. Chelsea: Lewis Publisher, 1991.
56. SMITH, G. *What is Aerated Anoxic?* November 10, 2009.
57. SOBOTKA, J. The efficiency of water treatment and disinfection by means of ultraviolet radiation. Water Science & Technology, v.27, p.343-346, 1993.
58. SOUZA, J.T., ARAÚJO, H.W.C., CATUNDA, P.F.C Reúso de esgotos sanitários para a agricultura. PROSAB, CCT/UFPB, Campina Grande, 1999.
59. TOSA, K. e HIRATA, T. Photoreactivation of enterohemorrhagic *Escherichia coli* following UV disinfection. Water Research, v.33, p.361-366, 1999.
60. TOSETTO, M.S. Tratamento terciário de esgoto sanitário para fins de reúso urbano. Dissertação Mestrado Fac. Eng. Civil, UNICAMP, Campinas, 2005.

61. U.S.E.P.A. Manual: Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. EPA/625/R-99/010. Cincinnati – OH/USA, 1999. 165p.
62. VALENTIM, M.A.A., Uso de leitos cultivados no tratamento de efluentes de tanque séptico modificado. Dissertação (mestrado) – FEAGRI, UNICAMP, 119p, 1999.
63. VALENZUELA, M.G.R. Estudo do desempenho de uma instalação de pré filtração lenta com mantas para o tratamento de águas de abastecimento. Dissertação (mestrado) – São Carlos: Escola de Engenharia, USP, 289p, 1991.
64. VAN HAANDEL, A. & MARAIS, G. O comportamento do sistema de lodo ativado. EPGRAF, Campina Grande, 1999.
65. VAZOLLER, R. F.. “Microbiologia de Lodos Ativados”. CETESB. Série Manuais, Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo. 1988.
66. VON SPERLING, M. Lodos Ativados. Depto. Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, Belo Horizonte/MG, 1997. 415 p.
67. VYMAZAL, J. Types of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Conferência: 6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Águas de São Pedro/SP, out/1998.
68. WOLFE, R.L. Ultraviolet disinfection of potable water current technology and research needs. Environment Science & Technology, v.24, p.768-772, 1990.
69. ZANELLA, L., Plantas ornamentais no pós tratamento de efluentes domésticos: wetlands construídas utilizando brita e bambu como meio suporte. Dissertação (doutorado) – Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, UNICAMP, 2008.

Apêndices

Apêndice A – Resultados das análises de DQO e cor aparente

Amostra	DQO	Esgoto Bruto	Decantador	Filtro Biol.	PF+FL	Pós cloro
1	15/10/08	1230.8	78.6	47.9	48	40.3
2	23/10/08	957.8	69.3	75.7	47.5	24.2
3	06/11/08	1135.3	40.1	28.1	22.8	20
4	13/11/08	1394.9	43.6	39.4	37.3	25.8
5	04/12/08	1426.3	127.4	49.3	38.5	39.4
6	17/12/08	1659.9	108.8	55	29.7	25.3
7	13/01/09	2002.2	132	39.6	36.7	27.3
8	27/01/09	758.4	94.2	49.5	47.6	37.1
9	18/02/09	882.4	81.7	35.9	31.6	31.4
10	17/03/09	682.8	127.8	33.5	28.5	21.8
11	02/04/09	669.4	68.4	25.2	23.4	21
12	07/05/09	853	61.9	26.2	26.8	23
13	03/06/09	627.3	71.3	16.2	11.9	12.6
CHUVA		TOTAL	Decantador	Filtro Biol.	PF+FL	Pós cloro
Tq ReAR	Média	1098.5	85.0	40.1	33.1	26.9
DESLIG	Remoção %	97.55	92.26	52.81	17.49	18.85
	Desvio Pad	424.99	30.98	15.59	10.89	8.16

Amostra	Cor	Esgoto Bruto	Decantador	Filtro Biol.	Saida UV	Pós cloro	Redução devido a cloração
1	15/10/08		120	79	69	8	88%
2	23/10/08	2425	160	61	57	3	95%
3	06/11/08	2160	144	60	58	38	34%
4	13/11/08	3140	180	70	62	38	39%
5	04/12/08	3580	301	88	71	44	38%
6	17/12/08	4560	261	52	54	24	56%
7	13/01/09	4620	329	58	54	44	19%
8	27/01/09	2128	124	80	44	28	36%
9	18/02/09	2060	61	83	76	28	63%
10	17/03/09	1720	311	48	53	27	49%
11	02/04/09	1672	158	52	58	8	86%
12	07/05/09	2540	160	47	44	12	73%
13	03/06/09	2128	283	79	46	35	24%
CHUVA		TOTAL	Decantador	Filtro Biol.	PF+FL	Pós cloro	
	Média	2517.9	199.4	65.9	57.4	25.9	
	Remoção %	98.97	92.08	66.94	12.95	54.83	
	Desvio Pad	1025.97	86.49	14.51	10.08	14.15	

Apêndice B – Resultados das análises de Nitrato e Turbidez

Amostra	NO3 mg/L	Esgoto Bruto	Anóxico	Oxidação	Decantado	Filtro Biol.	PF+FL	Pós cloro
1	15/10/08	1.0	18.6	35.2	28.7	44.6	47.0	31.4
2	23/10/08	0.6	11.8	26.2	38.4	32.2	34.0	
3	06/11/08	1.4	12.5	17.2	23.2	31.8	32.6	
4	13/11/08	6.1	7.9	15.0	20.1	21.0	21.4	20.4
5	04/12/08	0.0	44.8	44.4	53.8	54.4	52.6	61.0
6	17/12/08	0.0	30.0	40.8	45.4	46.8	58.8	58.2
7	13/01/09	4.4	56.0	71.3	69.7	26.6	33.6	34.8
8	27/01/09	11.2	18.4	34.8	46.8	43.6	40.4	40.0
9	18/02/09	10.0	13.2	44.8	30.4	33.2	35.6	35.2
10	17/03/09	12.8	20.0	34.4	28.8	14.0	10.8	23.2
11	02/04/09	2.5	4.8	32.0	39.6	21.2	20.4	25.2
12	07/05/09	7.6	21.6	43.6	40.4	41.2	38.4	24.8
13	03/06/09	4.8	7.5	38	48	38	39.2	38.8
Red. Vol.		Esgoto Bruto	Anóxico	Valo de Oxid	Decantado	Filtro Bioló	PF+FL	Pós cloro
	Média	4.8	20.5	36.7	39.5	34.5	35.8	35.7
	Desvio Pad	4.44	15.05	14.09	13.65	11.71	13.11	13.47

Amostra	Turbidez	Decantador	Filtro Biol	Tq ReAR	Pré Filtro	Saída UV	Pós cloro	Potável
1								
2	23/10/08	7.56	0.62	0.68	0.59	0.35		
3	06/11/08	6.31	0.78	0.88	0.74	0.54		
4	13/11/08	11.8	1.86	2.03	1.67	1.15		
6	17/12/08	27.9	1.99		1.88	1.12		
7	13/01/09	33.1	2.75	2.75	1.71	1.49		
8	27/01/09	19.8	2.48	2.81	2.32	1.31		
9	18/02/09	45.5	2.31	2.91	2.44	1.74	0.77	
10	17/03/09	28.3	0.95	2.81	1.42	0.76	0.97	0.61
11	02/04/09	12.5	0.59	1.06	0.6	0.51	0.34	0.05
12	07/05/09	11.6	0.73	0.93	0.65	0.43	1.75	0.34
13	03/06/09	16.6	1.74	1.67	1.15	0.68	0.93	0.41
CHUVA							0.95	

	Dec-Final	Filtro Biol	Tq ReAR	Pré Filtro	Filtro Lento	Pós cloro	
Turbidez	95.44	92.40	-21.33	25.58	33.55	-3.89	Redução %
	Decantador	Filtro Biol	Tq ReAR	Pré Filtro	Filtro Lento		
com chuva	23.15	2.27	2.53	1.90	1.27		
Média	20.09	1.53	1.85	1.38	0.92		
sem chuva	18.34	1.10	1.56	1.08	0.72		

Apêndice C – Resultados das análises de Coliformes totais e *E.coli*

		Coliformes Totais			
Amostra		Esgoto Bruto	Filtro Biol.	PF+FL	Saida UV
1	15/10/08				
2	23/10/08	5.24E+07	4.79E+04		1.00E+00
3	06/11/08				
4	13/11/08	9.32E+07	9.80E+05	1.04E+05	1.00E+00
5	04/12/08	2.61E+06	2.76E+05	2.76E+05	5.37E+01
6	17/12/08	2.42E+07	4.13E+05	1.04E+04	8.36E+01
7	13/01/09	1.12E+08	2.26E+04	1.09E+03	1.00E+00
8	27/01/09	7.62E+07	5.83E+04	1.45E+04	6.30E+00
9	18/02/09	9.07E+07	1.66E+05	1.55E+05	2.00E+00
10	17/03/09	5.38E+07	4.50E+04	2.46E+03	1.00E+00
11	02/04/09	8.57E+07	1.09E+04	5.12E+03	1.00E+00
12	07/05/09	7.76E+07	4.35E+04	5.98E+03	4.10E+00
13	03/06/09	5.26E+07	2.45E+06		4.13E+01
CHUVA		TOTAL	Filtro Biol.	PF+FL	Saida UV
	Média	6.55E+07	4.10E+05	6.39E+04	1.78E+01
	Remoção %	99.99997	99.374	84.437	99.972
	Desvio Pad	3.22E+07	7.35E+05	9.66E+04	2.86E+01

Amostra	E.coli	Esgoto Bruto	Filtro Biol.	PF+FL	Saida UV
1	15/10/08				
2	23/10/08				
3	06/11/08				
4	13/11/08	1.48E+07	1.17E+05	1.21E+04	1.00E+00
5	04/12/08	2.06E+05	5.20E+04	5.20E+03	5.20E+00
6	17/12/08	5.48E+06	5.20E+03	1.34E+03	5.10E+00
7	13/01/09	1.58E+07	2.00E+03	2.00E+02	1.00E+00
8	27/01/09	6.30E+06	1.60E+04	3.18E+03	3.10E+00
9	18/02/09	6.30E+06	5.20E+03	5.28E+03	1.00E+00
10	17/03/09	3.10E+06	2.00E+03	3.10E+02	1.00E+00
11	02/04/09	1.71E+07	4.10E+03	6.30E+02	1.00E+00
12	07/05/09	1.97E+07	4.10E+03	2.11E+03	1.00E+00
13	03/06/09	4.10E+06	1.32E+05		2.00E+00
CHUVA		Bruto	Filtro Biol.	PF+FL	Saida UV
	Média	9.29E+06	3.40E+04	3.37E+03	2.14E+00
	Remoção %	99.99998	99.635	90.067	99.937
	Desvio Pad	6.85E+06	5.01E+04	3.81E+03	1.73E+00

Apêndice D – Resultados das análises de OD e Temperatura

Amostra	OD	Anóxico	Valo	Decantado	Filtro Biol.	Tq ReAR	S. Pré Filtr	Saída UV	Pós cloro	Potável
2	23/10/08	0.11	3.55	3.94	0.20	7.10	6.34	4.90		
3	06/11/08	0.08	2.54	2.86	0.15	6.85	5.53	5.12		
4	13/11/08	0.08	3.75	3.86	0.19	7.27	5.20	3.86		
6	17/12/08	0.14	4.25	2.77	0.44	6.70	4.90	5.20		
7	13/01/09	0.11	4.59	3.72	0.17	0.42	0.27	0.17		
8	27/01/09	0.10	4.88	3.21	0.25	0.76	1.36	0.40		
9	18/02/09	0.11	3.16	2.11	0.39	7.30	5.47	5.44	3.89	4.30
10	17/03/09	0.13	3.55	5.24	0.29	7.00	3.70	2.85	4.15	5.20
11	02/04/09	0.15	2.75	4.10	0.44	7.62	6.10	5.53		
12	07/05/09	0.11	4.82	5.32	0.48	8.77	6.40	5.87	5.30	6.18
13	03/06/09	0.23	7.75	7.32	0.88	10	7.8	7.65		
CHUVA	Média	0.12	4.14	4.04	0.35	6.34	4.82	4.27	4.45	5.23

	Anóxico	Valo	Decantado	Filtro Biol.	Tq ReAR	S. Pré Filtr	Saída UV	Pós cloro	Potável
com chuva	0.11	4.37	3.39	0.26	6.99	5.05	4.53		
sem chuva	0.13	4.02	4.41	0.40	7.81	5.91	5.34	4.45	5.23
	Anóxico	Valo	Decantado	Filtro Biol.	Tq ReAR	S. Pré Filtr	Saída UV		
Tq ReAR DESLIG	13/01/09	0.11	4.59	3.72	0.17	0.42	0.27	0.17	
	27/01/09	0.10	4.88	3.21	0.25	0.76	1.36	0.40	
	Média	0.11	4.74	3.47	0.21	0.59	0.82	0.29	

Amostra	Temp.	Anóxico	Valo	Decantado	Filtro Biol.	Tq ReAR	S. Pré Filtr	Saída UV	Pós cloro	Potável
1	15/10/08									
2	23/10/08	23.7	23.0	22.8	23.1	23.4	23.4	23.8		
3	06/11/08	24.5	23.7	23.5	23.8	24.1	24.4	24.7		
4	13/11/08	22.7	22.4	22.3	23.3	23.6	23.8	24.4		
5	04/12/08									
6	17/12/08	22.7	22.4	22.2	23.0	23.2	23.5	23.9		
7	13/01/09	25.1	24.5	24.4	24.9	25.1	25.7	26.8		
8	27/01/09	24.4	22.8	23.1	23.8	24.0	24.1	24.7		
9	18/02/09	25.7	25.0	24.6	25.0	25.0	25.1	25.1	26.0	28.5
10	17/03/09	25.1	23.4	23.9	25.6	27.2	26.8	26.7	25.5	25.6
11	02/04/09	25.9	24.4	24.2	24.9	25.2	25.4	25.7		
12	07/05/09	21.8	20.3	20.6	21.3	21.6	21.7	22.3	21.9	22.3
13	03/06/09	18.2	15.3	15.5	18.4	18.6	19.2	19.6		
CHUVA	Média	23.62	22.47	22.46	23.37	23.73	23.92	24.34	24.47	25.47

Apêndice E – Parâmetros complementares avaliados no efluente após desinfecção UV, coletados mensalmente diretamente por funcionários da empresa e avaliados em laboratório terceirizado (LABCRIS ANÁLISES AMBIENTAIS).

	Unidades em mg/L								
Período	DBO	O&G	C.Org. Volátil	Nitrogênio Amoniacal	Nitrito	Fósforo Total	SST	SDT	pH
Nov-08	10	<2	<0,05	<0,01	0,01	1,66	--	794	7,42
Dez-08	14	<2	<0,05	<0,01	0,013	--	12	850	7,25
Jan-09	14	<2	<0,05	<0,01	0,052	--	10	690	7,03
Fev-09	12	<2	<0,05	<0,01	0,002	0,1	12	622	7,56
Mar-09	19	<2	<0,05	<0,01	0,018	2,18	10	608	7,65
Abr-09	--	<2	<0,05	<0,01	0,002	0,1	24	--	7,59
Mai-09	20	<2	<0,05	<0,01	0,01	0,1	12	682	7,56
Jun-09	12	<2	<0,05	<0,01	0,003	4,46	22	730	7,23
Média	14,4	<2¹	<0,05¹	<0,01¹	0,014	1,43	14,6	711	7,41
Desvio Padrão	3,74	--	--	--	0.016	1,74	5,86	87,92	0.22

¹ - Limite de Quantificação do método utilizado